

**KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

BALIKÇILIK TEKNOLOJİSİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**ÇAYELİ BAKIR İŞLETMELERİ'NE AİT DERİN DENİZ DEŞARJI İLE
YAPILAN ATIKSU BOŞALTIMININ DENİZ EKOSİSTEMİNE ETKİLERİNİN
BELİRLENMESİ VE YAYILIMIN MODELLENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Balıkçılık Tek. Yük. Müh. Hacer KAYHAN

EYLÜL 2008

TRABZON

**KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

BALIKÇILIK TEKNOLOJİSİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**ÇAYELİ BAKIR İŞLETMELERİ'NE AİT DERİN DENİZ DEŞARJI İLE
YAPILAN ATIKSU BOŞALTIMININ, DENİZ EKOSİSTEMİNE ETKİLERİNİN
BELİRLENMESİ VE YAYILIMIN MODELLENMESİ**

Balıkçılık Tek. Yük.Müh. Hacer KAYHAN

**Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünde
“Doktor (Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği)”
Unvanı Verilmesi İçin Kabul Edilen Tezdir.**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 31.05.2008
Tezin Savunma Tarihi : 05.09.2008**

Tez Danışmanları :Prof. Dr. Muhammet BORAN

2. Tez Danışmanı :Doç. Dr. Ercan KÖSE

Jüri Üyesi :Prof. Dr. Cüneyt ŞEN

Jüri Üyesi :Prof. Dr. Levent BAT

Enstitü Müdürü: Doç. Dr. Salih TERZİOĞLU

Trabzon 2008

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı'nda doktora tezi olarak hazırlanmıştır.

Araştırmada, Rize İli Çayeli İlçesi'nde bulunan Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin madencilik faaliyetinden kaynaklanan atık sularını deşarj ettiği deniz ortamında oluşan çevresel etkiler belirlenmiştir. Bu amaçla, deşarj noktası çevresinde belirlenen 7 istasyon ve bu istasyonlara ait 5 derinlikten alınan su örneklerinde çok sayıda parametrenin ölçümü yapılmış ve bu parametrelerin zamansal ve uzaysal dağılımı incelenerek Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nden gelen atık suyun, bölgede deniz ekosistemine olan etkileri ortaya koyulmuştur.

Doktora eğitimim süresince, çalışmalarımın yürütülmesinde beni destekleyen ve ilgilerini esirgemeyen danışman hocalarım Sayın Prof. Dr. Muhammet BORAN ve Sayın Doç. Dr. Ercan KÖSE'ye teşekkürlerimi sunarım. Deniz ve laboratuvar çalışmaları konusunda yardımlarını gördüğüm Trabzon Merkez Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü personeline teşekkürü borç bilirim.

Çalışmalarım sırasında yine büyük destek gördüğüm, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. yönetici ve çalışanlarına, özellikle Naci Sali Emin'e teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca, tez çalışmalarım süresince bana her türlü desteği veren eşim Murat Semih KAYHAN, çocuklarım Ayça Ege ve Yiğit Ömer'e anlayış ve sabırlarından ötürü minnetle teşekkür ederim.

Hacer Kayhan
Trabzon 2008

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ.....	II
İÇİNDEKİLER.....	III
ÖZET	V
SUMMARY	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VII
TABLolar DİZİNİ.....	VIII
1. GENEL BİLGİLER.....	1
1.1. Giriş.....	1
1.2. Metal Kirliliğinin Deniz Ekosistemine Etkileri.....	2
1.2.1. Bakır	3
1.2.2. Kurşun	3
1.2.3. Çinko	4
1.2.4. Cıva.....	5
1.2.5. Demir.....	5
1.2.6. Kadmiyum	6
1.2.7. Arsenik	6
1.2.8. Mangan.....	7
1.3. Kirlilik Modellemesi	7
1.4. Karadeniz'in Genel Oşinografik Özellikleri.....	8
1.5. Derin Deniz Deşarjı.....	11
1.6. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. ve Atık Su Deşarjı.....	13
1.7. Önceki Yapılan Çalışmalar.....	18
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR.....	20
2.1. Araştırma Planı.....	20
2.2. İstasyonların Belirlenmesi	20
2.3. Su Örneklerin Alınması	20
2.4. Örneklerin Muhafazası	22
2.5. Ölçüm Yöntemleri	22
2.5.1. Yerinde Yapılan Ölçümler.....	22
2.5.2. Su Örneklerinin Hazırlanması ve Analizi.....	22

2.5.2.1. Çözünmüş Oksijen Tayini	22
2.5.2.2. Hidrojen Sülfür Tayini	23
2.5.2.3. Alkalinite Tayini.....	23
2.5.2.4. Ağır Metal (Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, Hg, As, Mn) Tayinleri	23
2.6. Verilerin Değerlendirilmesi.....	24
2.7. Deşarjın Hidrodinamik Modellemesi	24
3. BULGULAR	25
3.1 Deşarj Modellemesi.....	53
4. TARTIŞMA.....	57
5. SONUÇLAR.....	71
6. ÖNERİLER	78
7. KAYNAKLAR.....	79
8. EKLER	87
ÖZGEÇMİŞ	

ÖZET

Çalışmada, Doğu Karadeniz Bölgesi, Rize Çayeli Mevkiinde bulunan Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait atık suyun derin deniz deşarj sistemiyle boşaltıldığı bölgede, atık su ile taşınan kirleticilerin deniz ortamında mevsimsel ve uzaysal dağılımı incelenerek bir matematiksel model oluşturulmuştur. Ayrıca söz konusu deşarjdan kaynaklanan kirleticilerin bölgede deniz ekosistemine olan etkileri ortaya konmuştur.

Bu amaçla bölgede belirlenen 7 istasyon ve bu istasyonlarda, yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerden alınan su örneklerinde, sıcaklık, tuzluluk, pH, çözünmüş oksijen, alkalinite, hidrojen sülfür, bakır, çinko, demir, kurşun, kadmiyum, cıva, arsenik ve mangan değerleri ölçülmüştür. Çalışma süresince yüzey suyunda ölçülen sıcaklık, çözünmüş oksijen, pH ve tuzluluk değerlerinin sırasıyla, 7.94-27.33 °C, 6.90-11.18 mg/L, 7.90-8.40 ve ‰16.74-18.24 arasında değiştiği saptanmıştır. Bölgeden alınan su örneklerinde ölçülen en yüksek As, Hg, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu ve Zn değerlerinin sırasıyla 7.32 µg/L, 1.36 µg/L, 17.83 µg/L, 0.80 µg/L, 571.60 µg/L, 44.49 µg/L, 11.55 µg/L, 112.27 µg/L olduğu belirlenmiştir. Buna göre çalışma bölgesinde ölçülen en yüksek metal değerleri dikkate alındığında, sonuçların Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değerleri aşmadığı görülmektedir.

Araştırma süresince ölçülen metal değerlerine göre, mevsimsel ve uzaysal dağılımın düzensiz olduğu, belirli bir eğilimin ortaya çıkmadığı ve Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin bölgeye yaptığı atık su deşarjının su sütunundaki metal konsantrasyonları üzerine önemli bir etkisinin olmadığı saptanmıştır. Ayrıca yapılan model çalışmasında ÇBİ tarafından bırakılan atıkların, bölgede piknoklin tabakasının üzerine çıkmadığı belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Derin deniz deşarjı, metal kirliliği, Doğu Karadeniz, Çayeli Bakır İşletmeleri, tailings, atık su.

SUMMARY

Determination of the Effects and the Distribution Modeling of Tailing Discharge done by the Deep Sea Discharge System Belonging to Çayeli Bakır İşletmeleri on the Marine Ecosystem

In this research, seasonal and temporal distribution of the pollutants carried by the tailings is investigated in the sea environment at the region where the tailings of Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. (ÇBİ), located at east Black Sea Rize Çayeli region, is discharged by a deep sea discharge system, and a mathematical model is developed. The effects of concerning pollutants on the sea ecosystem, sourced from the discharge at the region are introduced as well.

Seven stations are selected at this region for this purpose and temperature, salinity, conductivity, pH, dissolved oxygen, alkalinity, hydrogen sulphide, copper, zinc, iron, cadmium, mercury, arsenic and manganese values of water samples are measured which are taken from surface, 75 m, 150 m, 200 m, and 350 m depths of these stations. The temperature, dissolved oxygen, pH and salinity values measured from the surface water are found to be varying between 7.94-27.33°C, 6.90-11.18 mg/L, 7.90-8.40 and ‰16.74-18.24 respectively during the research period. The maximum values of As, Hg, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu and Zn are found to be 7.32 µg/L, 1.36 µg/L, 17.83 µg/L, 0.80 µg/L, 571.60 µg/L, 44.49 µg/L, 11.55 µg/L and 112.27 µg/L respectively at the samples taken from the research region. Accordingly, it is understood that none of the metal levels at the region are above the values defined by general sea water quality standards in Water Contamination Regulations when the maximum values are considered.

It's been determined that; seasonal and temporal distributions are unsteady, no certain tendencies are appeared, and there is no considerable effect of ÇBİ's tailings discharge to the region over the metal concentration of water column in relation to the measured metal values during the research. Additionally, it's been modeled that the tailings from ÇBİ is not rising above the pycnocline layer.

Key Words: Deep sea discharge, heavy metal pollution, Black Sea, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş., tailings , waste water.

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 1.1. Karadeniz'in konumu	8
Şekil 1.2. Karışım tankı modeli	13
Şekil 1.3. Maden atıklarının deniz tabanındaki dağılımı	17
Şekil 2.1. Örnekleme istasyonları	21
Şekil 3.1. Direkt olarak deşarj edilen atığın alıcı ortamdaki dağılımı	54
Şekil 3.2. Yüzde 50'si katı ayırma ünitesine gönderilerek deşarj edilen atığın alıcı ortamdaki dağılımı.....	55
Şekil 3.3. Katı ayırma ünitesinden çıkan atığın deşarj sonrası alıcı ortamdaki dağılımı (dikey görünüş).....	55
Şekil 3.4. Katı ayırma ünitesinden çıkan atığın deşarj sonrası alıcı ortamdaki dağılımı (yatay görünüş).....	56

TABLULAR DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1.1. Derin deniz deşarjı yapan madencilik işletmeleri.....	12
Tablo 1.2. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait maden zenginleştirme ünitesi atık suyunun kimyasal kompozisyonu	14
Tablo 1.3 Maden sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2004)	15
Tablo 2.1. Örnek alma istasyonları ve derinlikleri	22
Tablo 3.1. Çalışma sahasında ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi	26
Tablo 3.2. Çalışmada ölçülen sıcaklık değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	27
Tablo 3.3. Çalışma sahasında ölçülen çözülmüş oksijen değerlerinin mevsimsel değişimi	28
Tablo 3.4. Çalışmada ölçülen çözülmüş oksijen değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	29
Tablo 3.5. Çalışma sahasında ölçülen pH değerlerinin mevsimsel değişimi.....	30
Tablo 3.6. Çalışmada ölçülen pH değerlerinin istasyonlara göre dağılımı.....	31
Tablo 3.7. Çalışma sahasında ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimsel değişimi	32
Tablo 3.8. Çalışmada ölçülen tuzluluk değerlerinin istasyonlara göre dağılımı.....	33
Tablo 3.9. Çalışma sahasında ölçülen alkalinite değerlerinin mevsimsel değişimi.....	34
Tablo 3.10. Çalışmada ölçülen alkalinite değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	35
Tablo 3.11. Çalışma sahasında ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin mevsimsel değişimi..	36
Tablo 3.12. Çalışmada ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin istasyonlara göre dağılımı.....	37
Tablo 3.13. Çalışma sahasında ölçülen arsenik değerlerinin mevsimsel değişimi.....	38
Tablo 3.14. Çalışmada ölçülen arsenik değerlerinin istasyonlara göre dağılımı.....	39
Tablo 3.15. Çalışma sahasında ölçülen cıva değerlerinin mevsimsel değişimi.....	40
Tablo 3.17. Çalışma sahasında ölçülen kurşun değerlerinin mevsimsel değişimi	42
Tablo 3.18. Çalışmada ölçülen kurşun değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	43

Tablo 3.19. Çalışma sahasında ölçülen kadmiyum değerlerinin mevsimsel değişimi	44
Tablo 3.20. Çalışmada ölçülen kadmiyum değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	45
Tablo 3.21. Çalışma sahasında ölçülen mangan değerlerinin mevsimsel değişimi.....	46
Tablo 3.22. Çalışmada ölçülen mangan değerlerinin istasyonlara göre dağılımı.....	47
Tablo 3.23. Çalışma sahasında ölçülen demir değerlerinin mevsimsel değişimi.....	48
Tablo 3.24. Çalışmada ölçülen demir değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	49
Tablo 3.25. Çalışma sahasında ölçülen bakır değerlerinin mevsimsel değişimi	50
Tablo 3.26. Çalışmada ölçülen bakır değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	51
Tablo 3.27. Çalışma sahasında ölçülen çinko değerlerinin mevsimsel değişimi	52
Tablo 3.28. Çalışmada ölçülen çinko değerlerinin istasyonlara göre dağılımı	53

1.GENEL BİLGİLER

1.1. Giriş

Son otuz yıl içerisinde Karadeniz ekosisteminde önemli değişiklikler meydana gelmiştir. Türkiye, Gürcistan, Rusya Federasyonu, Ukrayna, Romanya ve Bulgaristan tarafından çevrilen Karadeniz'e su yolu ile toplam 17 ülkenin atıkları taşınmaktadır. Karadeniz'e taşınan toplam BOI miktarı yaklaşık olarak 1 125 839 ton/yıl'dır. Bunun takriben % 82'isi nehirler yoluyla Karadeniz'e taşınmaktadır. Nehirler yoluyla taşınan bu materyalin 774 643 tonu (% 87) Tuna nehri yoluyla Karadeniz'e gelmektedir. Yılda 575 000 ton mineral azot, 55 000 ton mineral fosfor, 30 000 ton organik fosfor, 90 000 ton demir, 206 000 ton petrol ve petrol türevi maddeler, 48 000 ton yüzey aktif madde, 12 000 ton çinko, 6 700 ton mangan, 4 500 ton kurşun, 2 800 ton bakır, 2 200 ton fenol, 1 700 ton arsenik, 1 500 ton krom, 900 ton kadmiyum ve 80 ton cıva nehirler vasıtasıyla Karadeniz'e ulaşmaktadır. Ayrıca Karadeniz'i çevreleyen 6 ülkenin, kıyı bölgelerinde yoğun bir yerleşim mevcuttur. Bu yerleşim alanlarının kanalizasyon suları çoğunlukla arıtılmadan denize boşaltılmaktadır. Yine Karadeniz'de kıyı yerleşim birimlerinin katı atıkları da direkt olarak denize dökülmektedir (Polikarpov vd., 1991).

Karadeniz'de asılı halde ve çözünmüş cıva miktarının Tuna, Dinyeper, Dinyester nehirlerinin etkisi altında bulunan bölgelerde, müsaade edilen sınırların üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca yine aynı bölgede deniz suyunda ölçülen Cd, Co, Cu ve Ni değerlerinin, diğer denizlerle kıyaslandığında oldukça yüksek olduğu saptanmıştır. Çernobil kazasından hemen sonra Karadeniz'in su sütununda yapılan ölçümlerde, kısa ömürlü radyonuklitlerin (⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb, ¹³¹I, ¹⁴⁰La) varlığı tespit edilmiştir. Farklı zamanlarda yapılan çalışmalarda Karadeniz'de radyonuklid konsantrasyonunun diğer denizlere nazaran yüksek olduğu belirlenmiş ve bunun nükleer denemelerden, nükleer santrallerden ve kazalardan kaynaklandığı bildirilmiştir. Karadeniz suyunda ve balıklarda ölçülen ¹³⁷Cs düzeyinin Akdeniz ile kıyaslandığında yüksek olduğu saptanmıştır (Topping ve Mee, 1999).

Karadeniz bölgesinde bulunan endüstri tesislerinden de Karadeniz'e önemli oranda kirletici deşarjı yapılmaktadır. Zonguldak bölgesinde kömür ocakları ve kömürün yıkanmasıyla oluşan lağvar, Ereğli Demir-Çelik fabrikası ve Çatalağzı termik santrali

endüstriyel atıkları da doğrudan Karadeniz'e deşarj edilmektedir. Samsun İli'nde bulunan çok sayıda küçük çapta imalathane yanında Türksaş Gübre Fabrikası ile Karadeniz Bakır İşletmeleri izabe tesislerinden 4 000 ton civarında atık su Karadeniz'e doğrudan deşarj edilmektedir. Doğu Karadeniz Bölgesinde yer alan Murgul Bakır İşletmeleri atıklarını Çoruh Nehri vasıtasıyla Karadeniz'e doğrudan boşaltmaktadır (Tuncel vd., 1993).

Karadeniz'in kirlenmesinde önemli yeri olan endüstri ve yerleşim birimlerinden deşarj edilen kirleticilerin izlenmesi ve bu kirleticilerin deniz ekosistemi üzerindeki etkilerinin saptanması gerekmektedir. Böylece Karadeniz'de kirliliğin önlenmesi amacıyla alınacak önlemlerin neler olduğu ve bu önlemlerin nerelerde öncelikle uygulanması gerektiği kolayca ortaya koyulabilir.

Bu çalışmada, Doğu Karadeniz Bölgesi, Rize Çayeli Mevkiinde bulunan ÇAYELİ BAKIR İŞLETMELERİ A.Ş.'ye ait Derin Deniz Deşarj Sisteminin bulunduğu bölgede, bu deşarjdan kaynaklanan kirleticilerin deniz ortamında mevsimsel, uzaysal dağılımı belirlenmiş ve bir hidrodinamik model oluşturulmuştur. Ayrıca söz konusu deşarjdan kaynaklanan kirleticilerin bölgede deniz ekosistemine olan etkileri ortaya konulmuştur.

1.2. Metal Kirliliğinin Deniz Ekosistemine Etkileri

Doğal kaynakların yanı sıra, küresel nüfus artışı ve endüstriyel gelişimin sonucu olarak deniz ortamına giren metaller, birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylar ve döngüler içersinde yer alarak, bu ortamı önemli derecede etkilerler. Bakır, çinko ve demir gibi bazı metaller su canlıları metabolizması için esansiyel özellik taşırlarken, cıva, kadmiyum ve kurşun gibi bazı ağır metallerin biyolojik sistemde rolleri bilinmemektedir (Canlı ve Atlı, 2002). Biyoakümülatif özellikleri ve yüksek toksisiteleri nedeniyle cıva, kadmiyum ve kurşun gibi metaller deniz ekosisteminde önemli problemlere neden olurlar. Metaller, deniz ekosisteminde buldukları ortamın kimyasal ve fiziksel durumuna göre partikül veya çözünmüş halde bulunurlar. Deniz canlıları, metalleri su fazından, askıda katı maddelere absorbe olmuş şekilde ve metallerle kontamine olmuş yiyeceklerden alırlar. Metaller deniz organizmalarına solungaçlardan, oral yoldan ve deri yoluyla geçiş yaparlar. Deniz canlılarında biriken metal miktarları, bu canlıların buldukları su ortamındaki metal konsantrasyonuna göre değişir. Metal toksisitesi ile ilgili verilebilecek en iyi örnekler cıvanın neden olduğu Minamata ve kadmiyumdan kaynaklanan Itai-itai hastalıklarıdır. Sucul organizmaların metal kirliliğine karşı son derece hassas oldukları

çeşitli araştırmacılar tarafından bildirilmiştir. Ağır metaller canlı metabolizmasında, kimyasal reaksiyonlara, fizyolojik ve taşınım sistemlerine, kanserojen ve mutojen olarak yapı taşlarına etki ederler (Dethlefsen ve Tiewes, 1985; Rashed, 2001; Hamed ve Emara, 2006).

1.2.1. Bakır

Endüstriyel metaller grubunda yer alan bakır, elektrik sanayi, kimyasal katalizörlerin yapımı, boya sanayi, tarım ilaçları üretimi gibi birçok alanda kullanılmaktadır. Deniz ortamında bakır, çözünebilen inorganik formda veya inorganik ve organik maddelere yapışık halde bulunur. Denizdeki inorganik bakır bileşiklerini genellikle $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ve CuCO_3 oluşturur. Ayrıca bakır denizdeki organik maddelerle kompleks bileşikler oluşturarak, suda çözünebilir hale dönüşür. Yapılan araştırmalar, bakır konsantrasyonunun kıyı sularında daha yüksek olduğunu göstermiştir. Denizlerdeki bakırın başlıca kaynakları; meteorolojik olaylar sonucunda kayaların parçalanarak sulara karışması, kara ve deniz atmosferinde bulunan bakırın yağmur sularıyla direkt ya da dolaylı olarak denizlere ulaşması, evsel ve endüstriyel atıklar şeklinde özetlenebilir (Emre, 1987; Artüz, 1992).

Bakır birçok canlı metabolizması için gerekli olan elementlerden biri olmasına karşın, yüksek dozları anemi hastalığına neden olmakta, ciğer ve böbreklere zarar vermektedir. Deniz ortamındaki düşük bakır konsantrasyonları dahi alglar, mantarlar, bakteriler ve bazı virüsler için öldürücü olabilmektedir. Ayrıca bakırın canlıların vücudunda biriktiği, büyüme ve fotosentezi olumsuz etkilediği belirtilmektedir (Klinke, 1966).

1.2.2. Kurşun

Kurşun endüstride çok yaygın kullanılan metallere birisidir. Başta otomobil endüstrisi olmak üzere boya, porselen ve seramik sanayi gibi çok çeşitli alanlarda kurşunun kullanımı söz konusudur. Kurşun, gri renkli yumuşak bir elementtir. Başlıca filizi galendir (PbS) ve metal genellikle bu filizden elde edilir. Suyu kurşun karışmasıyla kurşun zehirlenmelerine rastlanır. Son zamanlarda atmosferin kirlenmesiyle meydana gelen kurşun zehirlenmelerine de rastlanmaktadır. Kurşun çevreye organik maddelerin

yakılması, madencilik, arıtım, rafineri işlemleri, fabrika atıkları ve organik kurşun bileşiklerinden yayılmaktadır. Denizlerdeki volkanik ve deniz canlılarının kalıntıları da sudaki doğal kurşun kirlenmesine katkıda bulunmaktadır (Gündüz, 1994).

Kurşun canlı vücuduna sindirim, inhalasyon, deri yoluyla girmekte ve absorbe edilen kurşunun atılımı çok yavaş olduğundan organizmada birikim yapmaktadır. Kan dolaşımı yoluyla çeşitli organlara dağılan kurşunun, %99'u ilerleyen yaşlarda kemiklerde toplanır.

Kurşunun zehirliliğini etkileyen faktörlerin başında organik maddelerin ve diğer elementlerin varlığı, suyun pH'sı ile sertliği gelmektedir. Kurşunun deniz canlılarında birikmesi bu elementin zehirliliğinde önemli rol oynar. Düşük kurşun konsantrasyonlarında ölüm olmamakta ancak, bu düşük konsantrasyonun bile özellikle deniz canlılarında büyümeyi engellediği, sinir sistemini bozduğu, solungaçlarda aşınmalara neden olduğu ve iç organlarda fonksiyon bozukluklarına sebebiyet verdiği tespit edilmiştir (Klinke, 1966; Gey ve Mordoğan, 1988).

1.2.3. Çinko

Oldukça aktif bir element olan çinko, doğada hiçbir zaman serbest halde bulunmaz. En fazla rastlanan bileşikleri çinko blendi (ZnS) ve çinkospat ($ZnCO_3$) dır. Esansiyel elementlerden olan çinko, insan vücudunda iz halinde bulunmaktadır (Cengiz, 1990).

Çinko, endüstride demir levhaların kaplanmasında, tekstil sanayinde, boya, kauçuk, deodorant, dezenfektan ve tutkal imalatında, oto akümülatörlerinde elektrot olarak kullanılmaktadır (Weinberg, 1974).

Çinko tuzlarının büyük bir kısmı suda çözünür olduğundan, endüstriyel ve evsel atık sularda genelde çözülmüş halde çinko bulunur. Bunun yanı sıra, çözünmeyen çinko tuzları çökerek doğal sulara ve oradan da denizlere taşınmaktadır. Ayrıca hava koşullarının etkisiyle önemli miktarda çinkonun kayalardan çözünerek akarsulara ve oradan da denizlere geçtiği bildirilmektedir. Fosil yakıtların yakılması sonucu çinkonun atmosfere ve oradan da denizlere ulaştığı belirlenmiştir (Cengiz, 1990).

Çinkonun balıklarda kan hücrelerini tahrip ettiği ve gonadsal gelişmeyi yavaşlattığı bildirilmiştir. 0.8 mg/L çinko ihtiva eden sularda yaşayan alabalıkların solungaç etaminlerinde bir incelmanın olduğu, büyümenin yavaşladığı ve yumurtlamanın geciktiği saptanmıştır (Brown vd., 1968). 0,1 mg/L cıva ve 6 mg/L çinko ihtiva eden bir ortama bırakılan sazan (*Cyprinus carpio*) balıklarının karaciğer, solungaç ve kas dokularında

metabolik bozuklukların meydana geldiği ortaya koyulmuştur (Radhakrishnaiah vd., 1993).

1.2.4. Cıva

Cıva, çeşitli yollardan çevreye yayılan bir metaldir. Üretimi esnasında cıvanın % 2 kadarı atmosfere karışır. Ayrıca, diğer metallerin üretimi esnasında da atmosfere önemli miktarda cıva karıştığı bildirilmektedir. İnsan aktiviteleri sonucu çevreye yayılan cıvanın canlı vücudunda birikimi sonucu, ölüm dahil birçok zararlı etkilerinin olduğu tespit edilmiştir.

Cıvanın yaygın olarak kullanılması doğal sularda cıva kirliliğinin artmasına neden olmuştur. Cıva deniz suyunda ilginç bir çevirim göstermektedir. Özellikle hava, su ve sediman arasında farklı kimyasal yapılar oluşturarak dönüşüm yapmaktadır. Sediman içindeki +2 değerli cıva, bakterilerin etkisi ile metil cıvaya dönüşmekte ve sedimandan deniz ortamına, oradan da canlı vücuduna geçerek birikim yapmaktadır. Birikimin nedeni kimyasal özelliklerinin, doğada bulunandan farklı oluşudur. İnorganik cıva bileşikleri canlıların daha çok karaciğer ve böbreklerinde birikirler. Teneffüs edilen ve hava ile alınan cıva gıdalarla alınanlara oranla çok daha tehlikelidir (Gündüz, 1994).

Kurşun ve cıvanın deniz ortamında balıkların yumurtlamasını, dişi ve erkek bireylerin birbirini bulmalarını engellediği, ve genel olarak cıvanın çevresel etkisinin önemli olduğu bildirilmiştir (Scott ve Sloman, 2004).

1.2.5. Demir

Doğada en çok rastlanan metallere olan demir, genel olarak oksit ve sülfür formunda bulunur. Ayrıca bütün canlı organizmalarda bulunan demir, hemoglobinin bir bileşeni olarak önemli fizyolojik role sahiptir. Demirin sulara ulaşması hem doğal yollarla hem de evsel ve endüstriyel atıkların su ortamlarına bırakılması sonucu olmaktadır. Kayaçlarda bulunan demir bileşikleri yağmur ve nehir suları ile sürüklenerek denizlere taşınırlar (Wu ve Luther, 1994).

Biyoaktif elementlerin en önemlilerinden biri olan demirin biyolojik limitleyici olduğu ileri sürülmektedir. Denizlerdeki çözülmüş ve partikül halindeki demir deniz

altındaki hidrotermal girişler, fotokimyasal reaksiyonlar, fitoplanktonların demiri kullanması, yatay-düşey karışımlar ve adveksiyon tarafından kontrol edilir (Sherrell ve Boyle, 1992).

Diğer ağır metallere karşılaştırıldığında demirin toksisitesi oldukça düşüktür. Demir balıklarda solungaçları etkileyerek bunların görevini yapamaz duruma gelmesine neden olur. Ayrıca demir miktarının su ortamında yüksek olmasının sucul organizmaların enfeksiyonel hastalıklara karşı hassaslaşmasına neden olduğu bildirilmektedir (Weinberg, 1974).

1.2.6. Kadmiyum

Genellikle doğada çinko ile birlikte bulunan kadmiyum, ayrıca diğer mineral filizleri ile de görülebilmektedir. Kadmiyumun endüstride kullanımı gün geçtikçe artmaktadır. Çelik üretimi esnasında cevherlerin temizliği ve saflaştırılması için uygulanan işlemlerde, seramik, mürekkep ile boyalar için pigment yapımı, elektrik bataryası imalatı gibi birçok alanda kullanılmaktadır. Endüstriden gelen atıklar sonucu önemli miktarda kadmiyum atmosfere geçmektedir. Atmosferde oksitlenerek, kadmiyum oksit haline dönüşen kadmiyum, buradan serpinti halinde yeryüzüne döner ve sonuçta denizlere ulaşır. Ayrıca endüstriyel faaliyetler sonucu, akarsulara bulaşan kadmiyum daha sonra denizlere ulaşmaktadır (Denton ve Jones, 1986).

Kadmiyum, biyolojik önemi olmayan ve canlılar için her konsantrasyonda oldukça toksik bir metaldir. Canlılarda genellikle kas dokusunda, böbrek ve karaciğerlerde birikir. Canlı vücudunda biriken Cd kana geçer ve albümine bağlanır. Kadmiyumun toksik etkisi daha çok enzim sistemlerini etkilemesi şeklinde olmaktadır (Riba vd., 2005).

Kadmiyum, balıklarda solungaç, karaciğer ve diğer organların fonksiyonunu bozmakta, ayrıca enzim sistemini etkilemektedir. Kadmiyumla bulaşmış deniz ürünlerini tüketen insanlarda bulantı ve kusma görülmüştür (Klinke, 1966).

1.2.7. Arsenik

Hayvansal canlılar için biyolojik bir öneme sahip olmayan arsenik, oldukça zehirlidir. Arsenik hem metal hem de ametal özelliği gösteren yarı metal bir elementtir.

Arsenik doğada genellikle oksijen, klor ve kükürt gibi elementlerle inorganik formda, bitki ve hayvanlarda karbon ile birleşerek organik bileşikler halinde bulunur. Bu iki formdaki arsenikten, inorganik olanı canlılar için daha zararlıdır. Ayrıca, arsenik bileşiklerinin zehirliliği de genellikle farklılıklar göstermektedir. Arsenik, zirai mücadele ilaçlarından, ağaç, seramik ve boya sanayinden, fosil yakıtların yanmasından, kömür santrallerinden ve madenlerden çevreye bulaşmaktadır (URL-1, 2006).

Canlı vücuduna absorbe olan inorganik arsenik bileşikleri, karaciğer, dalak, böbrek, akciğer ve sindirim sisteminde akümüle olur. İnorganik arseniğin öldürücü dozunun canlı türlerine göre değişmekle birlikte, 120 ile 200 mg arasında olduğu bildirilmiştir (Bartolome vd., 1999).

Her yıl dünyada 50 000 tonun üzerinde üretilen arseniğin yaygın kullanım alanı bulunmaktadır. Arsenik yeryüzünde bol olarak bulunan 20 elementten biridir (URL-2, 2008).

1.2.8. Mangan

Esansiyel elementlerden olan mangan birçok enzim sisteminde önemli rol oynamaktadır. Manganın çevreye bulaşması madencilik faaliyetlerinden, döküm, pil, demir-çelik, zirai mücadele ilacı ve kimya endüstrilerden kaynaklanmaktadır (Lee, 2000).

Mangan canlıların sinir sistemlerinde geriye dönüşümü olmayan zararlara neden olur. Özellikle manganın hayvanların beyinlerinde önemli tahribatlara neden olduğu ve canlılarda kalsiyum kanallarını bloke ettiği bildirilmiştir (URL-3, 2006).

Manganın sudaki konsantrasyonunun 0.1 ppm'in üzerinde olması durumunda deniz canlılarına zararlı olacağı bildirilmiştir (Hasmi vd., 2002). Bazı canlılar için manganın öldürücü dozu oldukça düşüktür. Mangan canlılarda akciğer ve karaciğerde tahribatlara neden olurken, aynı zamanda kan basıncını da düşürmektedir. Araştırmalar, manganın hayvanlarda tümör oluşumuna neden olduğunu ortaya koymuştur (URL-4, 2006).

1.3. Kirlilik Modellemesi

Deniz kirliliği modelleri, kirliliği belirleyen parametrelerin değişimlerinin zamanda ve uzaydaki değişimlerini matematiksel olarak ifade eden bir yapıdır. Denizlerde

insanların neden olduğu etkilerle su kalitesinde oluşan bozulmaları ortaya çıkarmak ve söz konusu etkilerin olumsuz sonuçlarını önlemek için alınacak tedbirlerin somut ve objektif bir şekilde saptanmasında, bu tip bilgisayar modelleri çok değerli hizmetler görmektedir (Uslu ve Türkman, 1987).

1.4. Karadeniz'in Genel Oşinografik Özellikleri

Yarı kapalı bir deniz olan Karadeniz, $40^{\circ} 51'$ - $46^{\circ} 32'$ N enlemleri, $27^{\circ} 27'$ - $41^{\circ} 42'$ E boylamları arasında yer almaktadır. Diğer denizlerle olan bağlantısını güneyde İstanbul Boğazı gibi dar bir koridor vasıtasıyla, kuzeyde ise Kerç Boğazı yolu ile sağlar. Karadeniz'in yüzey alanı $442\,189\text{ km}^2$ olup hacmi ise yaklaşık $537\,000\text{ km}^3$ tür. Mevcut su hacminin % 87'sini derin oksijensiz sular oluşturmaktadır. Doğu-batı yönünde, en uç noktaları arasında uzaklık 1 149 km ve kuzey-güney yönünde maksimum genişliği 611 km'dir. Karadeniz, Akdeniz ve Ege Denizlerine göre az sayıda körfez ve koya sahip olması ve kuzey-batı kıyıları hariç dik yapılı sıra dağlarla çevrili kıyıları ile karakterize edilir (Şekil 1.1). Karadeniz, ortalama derinliği 1240 m, maksimum derinliği yaklaşık 2 300 m olan eliptik bir basene sahiptir (Ross vd., 1974; Baykut vd., 1982).



Şekil 1.1. Karadeniz'in konumu

Karadeniz, güney batısındaki İstanbul Boğazı üzerinden Marmara, Çanakkale ve Ege aracılığıyla Akdeniz'e bağlanır. Bol yağış, az buharlaşmanın oluşu ve karasal tatlı su girdilerinin fazlalığı nedeniyle Karadeniz'in yüzey sularında su bütçesi daima fazlalık göstermektedir. Dolayısıyla bu yüzey suları İstanbul Boğazı yoluyla Marmara Denizi'ne akmaktadır. Boğaz'daki ters akıntı sistemi ise Akdeniz'in tuzlu sularını, Karadeniz'in dip basenine taşımaktadır. Daha tuzlu ve oksijen bakımından fakir Akdeniz kaynaklı dip sularını, oksijence zengin ve az tuzlu yüzey sularından ayıran bir tabakanın varlığı nedeniyle Karadeniz'de dikey karışımlar yok denilecek kadar zayıf olmakta ve bu nedenle derin sular oksijenle yeterince beslenememektedir. Dikey karışım ve mevsimsel değişimler haloklin tabakasının üst kısmı ile sınırlanmıştır. Bunun sonucu olarak 100-150 m'lerdeki az miktarda oksijen ve hidrojen sülfürün beraberce bulunduğu bir geçiş tabakası altında tümüyle oksijensiz koşullar etkin olmaktadır (Sorokin, 1983).

Karadeniz'de tatlı su girdisi ile tuz oranı arasında bir denge bulunmaktadır. Karadeniz'e akarsulardan yılda 400 km³ su boşalmaktadır. Bu miktarın büyük bir kısmı Tuna ve Dinyeper nehirlerinden sağlanmaktadır. Ayrıca Kerç Boğazı yoluyla yılda 55 km³ acı su Azak Denizi'nden Karadeniz'e geçmektedir. Tuzluluğu ortalama ‰ 18 olan yılda yaklaşık 340 km³ yüzey suyu akıntılarla Karadeniz'den Marmara Deniz'ine taşınmaktadır. İstanbul Boğazı'ndan gelen dip akıntıları, yılda yaklaşık 180 km³ tuzlu suyun (‰ 34.3) Marmara Denizi'nden Karadeniz'e geçmesini sağlamaktadır. İstanbul Boğazı'nda yapılan değişim, Karadeniz'in hidrolojik ve kimyasal rejiminde önemli etkiye sahiptir. Su kütlelerinin tuzluluğunda, sıcaklığa göre çok daha az değişimler meydana gelmektedir. En önemli değişimler kıyısız alanlarda ve Kuzeybatı Karadeniz'deki kıta sahanlığı bölgesinde görülmektedir. Karadeniz'in sularının ortalama tuzluluğu ‰ 22'dir (Baykut vd., 1982; Mee, 1992).

Karadeniz'de çözülmüş oksijen konsantrasyonu daha çok yüzeydeki 50 m içerisindeki tabakada mevsimsel değişim göstermektedir. Tam yüzeyde çözülmüş oksijen konsantrasyonu doygunluk değerine yakındır. Özellikle ilkbahar aylarında fotosentetik aktivitenin artması sonucunda 10-50 m arasında yüksek değerlere ulaşır. Kış aylarında hava koşullarının neden olduğu düşey fiziksel karışımlardan dolayı çözülmüş oksijen miktarı ilk 50 m içerisinde homojen bir dağılım gösterir. Yazın yüzey sularındaki çözülmüş oksijen değerlerinde bir azalma gözlenir (Uslu ve Benli, 1995).

Karadeniz'de yüzey sularının pH'sı 8.2 ile 8.5 arasında değişir. Oksijensiz sulardaki organik parçalanma karbondioksit konsantrasyonunun artmasına neden olmakta ve bu da

pH'yi düşürmektedir. Bu azalma, tuzluluk tabakalaşmasının görüldüğü 100 ile 200 m derinlikte başlar ve 500 m derinliğe kadar devam eder ve böylece bu bölgelerde pH 7.8-7.9 seviyesine iner (Saydam vd., 1989).

Karadeniz'deki tuzun iyonik yapısı okyanuslardaki ile aynıdır. Tek önemli fark karbonat iyonunun Karadeniz'de bol miktarda bulunmasıdır. Karbonat iyonu özellikle dip sularında alkalitenin okyanuslara göre daha yüksek olmasına neden olmaktadır. Karadeniz'de yüzey sularında karbonat miktarının fazla oluşu, bu maddeyi ihtiva eden çok miktarda nehir suyunun Karadeniz'e girişinden kaynaklanmaktadır. Dip sularında karbonat miktarı yüzeye göre daha fazladır. Bunun nedeni, organik maddenin anoksik ortamda parçalanması sonucu fazla miktarda karbondioksitin ortaya çıkmasıdır (Deuser, 1971).

Karadeniz besin elementleri bakımından oldukça zengin bir denizdir. İnorganik fosfat konsantrasyonu yüzeyde 3.5-17.5 µg/L, dip sularında ise 177-225 µg/L'dir (Saydam vd., 1989). Bunun nedeni, yüksek düzeydeki birincil üretim ve bu şekilde oluşan organik maddenin remineralize olması sonucunda inorganik fosforun dip sularındaki birikimidir. Karadeniz'deki birincil üretimin % 60'ı tüm havzadan gelen tatlı su girdisinin deşarj edildiği kuzey-batı kıta sahanlığında bahar ve güz çoğalmaları sırasında oluşur. Bu kesimde üretimin 1-2 grC/m²/gün düzeyinde olduğu belirlenmiştir. Ancak yapılan ölçümlerde Tuna nehri ağzındaki kıyı kesimlerinde birincil üretimin 14-153 grC/m²/gün seviyelerine kadar yükseldiği görülmüştür. Türkiye'nin Batı Karadeniz kıyılarında birincil üretimin 0.2-0.5 grC/m²/gün arasında değiştiği saptanmıştır (Uslu ve Benli, 1995).

Karadeniz'deki esas elementlerin miktarları tuzlulukta olduğu gibi dibe doğru giderek artmaktadır. Bunun nedeni dikey tabakalaşmadır. Bu tabakalaşma iz elementlerin dağılımını da önemli derecede etkilemektedir. Çözünmüş demir anoksik bölgede yoğun olarak bulunurken çözünmüş bakır ve çinko aerobik bölgede yoğun durumdadır. Bunun nedeni bu iki elementin hızlı bir şekilde sülfid formuna geçmesidir. Demir ve Mangan anoksik bölgede sülfid ve karbonat formunda akümüle olmuştur (Brewer ve Sencer, 1974).

1.5. Derin Deniz Deşarjı

Madencilik ilk günlerinden itibaren dünyanın birçok yerinde, bu faaliyetten kaynaklanan atık suların (tailings) denize deşarjı yapılmıştır. Bu uygulamada, kıyıda direkt yapılan deşarjdan, boruyla derin deniz deşarj sistemine kadar değişik yöntemler geliştirilmiştir. Genellikle karada maden atıkları depolama alanının mevcut olmadığı durumlarda deniz deşarjı tercih edilmektedir. Madencilikte genelde pasa tabir edilen atık kayalar ve maden flotasyonundan çıkan malzemeler denizlere bırakılmaktadır. Atık kayalar kıyılardan denizlere direkt olarak dökülebilirken, genellikle tailings deniz seviyesinden aşağıya gönderilmektedir (Simon ve Kwong, 2004). Tailings'in sığ sulara deşarjı dünyada yaklaşık olarak yüz yıldan beri uygulanmaktadır (Baer vd., 1992). İlk yıllardaki operasyonlarda tailings plansız olarak direkt denize deşarj edilmekteydi. Geçmiş dönemdeki bu uygulamalar kıyıda alanlarda kirliliğe ve yerel biyotanın olumsuz etkilenmesine neden olmuştur (Castilla ve Nealler, 1978; Ellis ve Hoover, 1990). Konuyla ilgili 1970 yılından itibaren detaylı mühendislik çalışmaları yapılmıştır. Aynı zamanda, çevresel etkileri azaltmak için deniz deşarjının daha derinlere doğru indirilmesi ile ilgili mühendislik hesapları yapılmış ve deniz deşarjı (genellikle kıyıda alanlara deşarj) son zamanlarda derin deniz deşarjı olarak değişim göstermiştir (Ellis ve Ellis, 1994; Ellis vd., 1995).

Samsunlu vd. (1995) Marmaris'te evsel nitelikli atık sular ile ilgili yaptıkları bir çalışmada, derin deniz deşarjını çözüm yollarından biri olarak önermişlerdir.

Derin deniz deşarjı, madencilik sektörü için flotasyon tesislerinden çıkan tailings'in, minimum düzeyde olumsuz etki oluşturacak şekilde deniz ortamına bırakılması işlemidir. Derin deniz deşarjının çevresel açıdan kıyı deşarjlarına göre birçok üstünlükleri vardır. Bunlar;

- Maden atıklarından kaynaklanan katı maddeler, düşük biyolojik üretkenliğin ve kimyasal aktivitenin az olduğu derinlikten, daha da derinlere doğru hızla çökmektedir.
- Deşarj edilen materyalin sıvı kısımları yukarıya doğru yükselse dahi termoklin tabakasında tutulmakta ve yüzeye gelmesi engellenmektedir.
- Deşarj edilen malzeme deşarj süresince ve sonrasında kimyasal ve biyolojik olarak inert hale gelmektedir.

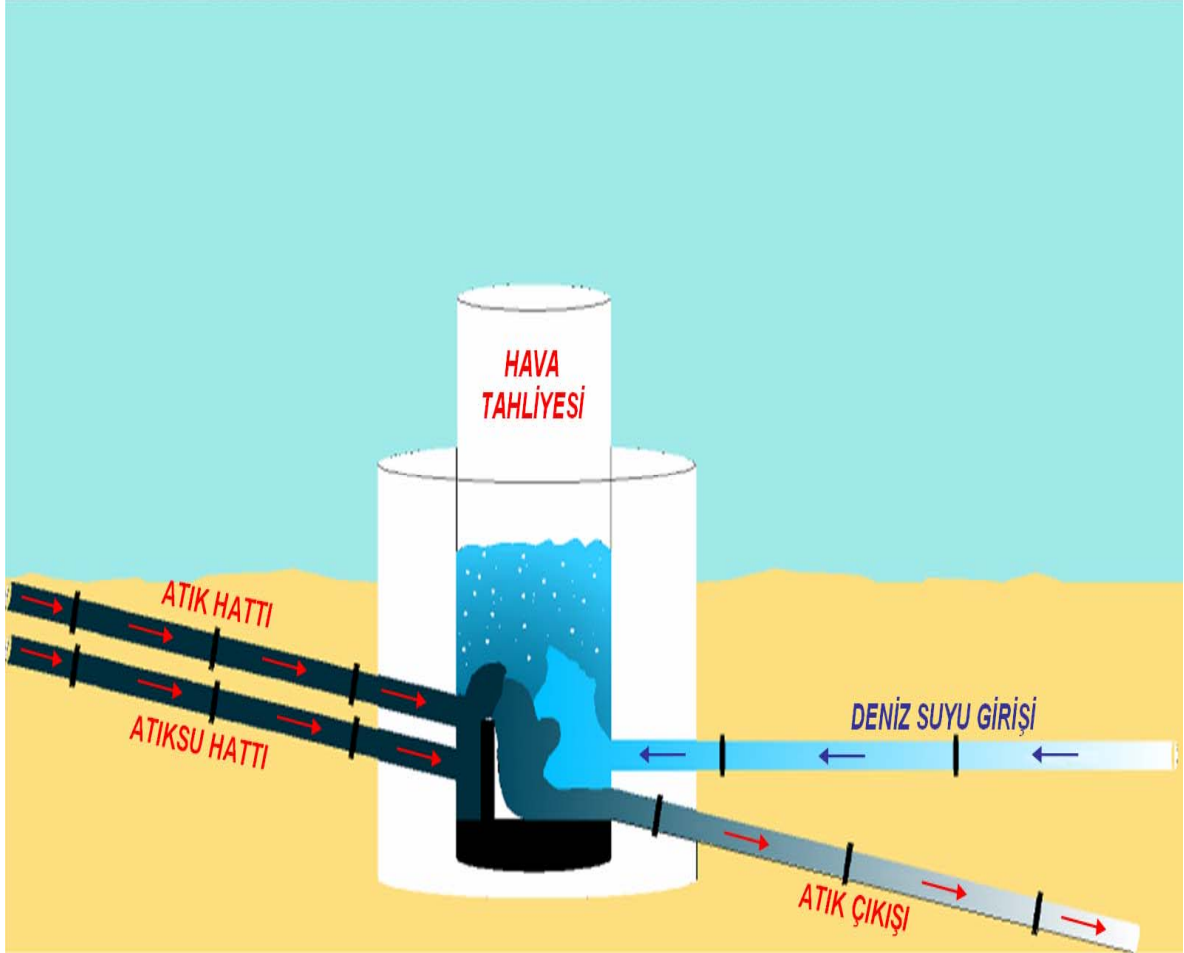
Atık suların derin denize deşarjı güvenilir ve nispeten daha ucuz bir atık uzaklaştırma teknolojisi olup, dünyanın pek çok yöresinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Dünyada, derin deniz deşarj sistemi için ilk detaylı mühendislik çalışması 1971 yılında, Kanada'nın kuzey batı kısmında yer alan "The Island Copper" maden şirketi tarafından yapılmıştır (Ganguli vd., 2002). Atıklarını derin denize deşarj eden bazı madencilik şirketleri Tablo 1.1'de gösterilmiştir.

Tablo 1.1 Derin deniz deşarjı yapan madencilik işletmeleri

Şirket Adı ve Faaliyet Alanı	Ülke	Başlama Tarihi	Deşarj Miktarı (ton/g)	Deşarj Derinliği (m)	Deniz Derinliği
Batu Hijau Cu/Au	Endonezya	1999	120 000 160 000	108	Açık Deniz <2000 m
Boulby Potash	İngiltere	1972	600	14	Kuzey Denizi 90 m
Çayeli Bakır Cu/Zn	Türkiye	1994	2 500	Önce 385 sonra 275	Karadeniz <2000 m
Huasco Iron Fe	Şili	1994	3 000	Bilinmiyor	Derinlik Bilinmiyor
Lihir Au	Papaya Yeni Gine	1996	8 000	128	Açık Deniz <2000 m
Marseilles Al	Marsilya Fransa	1967	4 000 (2 adet)	320 ve 330	Sualtı kanyonu 1200 m
Minahassa Au	Endonezya	1996	3 000	82	Kıta sah. <160 m
Misima Au /Ag	Papaya Yeni Gine	1998	15 000- 22 000	112	Deniz dibi ~ 1500 m
Ranna Gruber	Norveç	1964	1 600	Önce 15 Sonra 50	Ranafjorden 700 m

Madenlerin çok derin denize deşarj edilmesi ilk olarak Ellis ve Ellis (1994) tarafından önerilmiştir. Derin deniz deşarjında temel amaç atığın ötrofik zonun altına deşarj edilmesidir. Bu ortamda katı maddeler direkt olarak deniz tabanına çökerken, oluşan bulanık su tabakasındaki partiküllerin de zaman içinde çökeceği düşünülmüştür. Bazen tailings deşarj edilmeden önce karışım tanklarında deniz suyu ile karıştırılmaktadır. Bunun amacı, deşarj suyu sıcaklığı ve yoğunluğunun alıcı ortama daha yakın hale getirilmesi ve atık suyun içindeki hava kabarcıklarının ortamdaki uzaklaştırılmasıdır (Şekil 1.2). Yüzen parçacıklar karışım tankı içinde yüksek enerjiden dolayı parçalanmakta ve böylece maden atıkları inceltirilerek daha kolay akım sağlanmaktadır. Karışım tankları aynı zamanda, aşırı miktarda atık girdisini engelleyen bir bariyer olarak da görev yapmaktadır.

Derin deniz deşarj sistemiyle taşınan atığın deniz dibindeki birikimi ve dağılımı ise tamamen deşarjın yapıldığı zeminin yapısına bağlı olarak değişmektedir (IIED, 2002).



Şekil 1.2. Karışım tankı modeli

1.6. ÇAYELİ BAKIR İŞLETMELERİ A.Ş. ve Atık Su Deşarjı

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. (ÇBİ), Karadeniz'in kuzey-doğusunda, Rize İli Çayeli İlçesine 8 km uzaklıkta Maden Köyünde bulunan bakır ve çinko madenini işletmektedir. İşletme, maden zenginleştirme prosesinden çıkan flotasyon atık suyunu Karadeniz'in 275 m derinliğindeki anoksik sularına deşarj etmektedir. 1994 yılında faaliyete başlayan ÇBİ, 2002 yılına kadar zenginleştirme işleminden çıkan atık sularını kıydan 3200 m açıktaki ve 385 m derine deşarj etmekteydi. 2001 yılı sonundan itibaren boru hattının özellikle son 100 m'lik bölümünde teknik problemlerin varlığı ortaya çıkmış ve yapılan çalışmalarda, 385 m deki basınç nedeniyle boru hattının yassılaştığı ve buna bağlı olarak da

kapasitesinde büyük bir düşmenin olduğu tespit edilmiştir. Çözüm olarak da boru hattının derinlik olarak yaklaşık 100 m kısaltılması gündeme gelmiş ve bu konuda detaylı mühendislik ve çevresel etki değerlendirme çalışmaları yapılmıştır.

Bölgede yapılan izleme çalışmalarında, atık suyun daha sığ bir noktaya deşarj edilmesiyle çevresel etki açısından herhangi bir değişikliğin olmayacağı belirlenmiş ve 2002 yılından itibaren söz konusu atık su 275 m derinliğe ve kıyıdan 3 000 m açıklara deşarj edilmeye başlanmıştır (İzdar, 2000; Ünsal, 2001). Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'den Karadeniz'e deşarj edilen atık suyun özellikleri Tablo 1.2'de verilmiştir. Bu atık suyun günlük olarak analizleri yapılmakta ve sonuçlar Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (2004) verilen, maden sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları ile karşılaştırılmaktadır (Tablo 1.3).

Tablo 1.2. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait maden zenginleştirme ünitesi, atık suyunun kimyasal kompozisyonu

Parametre	Birim	Ortalama Değerler
Bakır	%	0.66
Gümüş	ppm	23
Altın	ppm	0.7
Alüminyum	%	2.3
Antimon	ppm	< 25
Arsenik	%	0.09
Baryum	%	0.96
Bizmut	ppm	30
Kadmiyum	ppm	61
Kalsiyum Oksit	%	1.04
Karbon	%	0.25
Krom	ppm	< 25
Kobalt	ppm	85
Florin	ppm	151
Germanyum	ppm	< 30
Demir	%	38.12
Kurşun	%	0.09
Magnezyum Oksit	%	0.52
Manganez	ppm	314
Cıva	ppm	< 5

Tablo 1.2'nin devamı

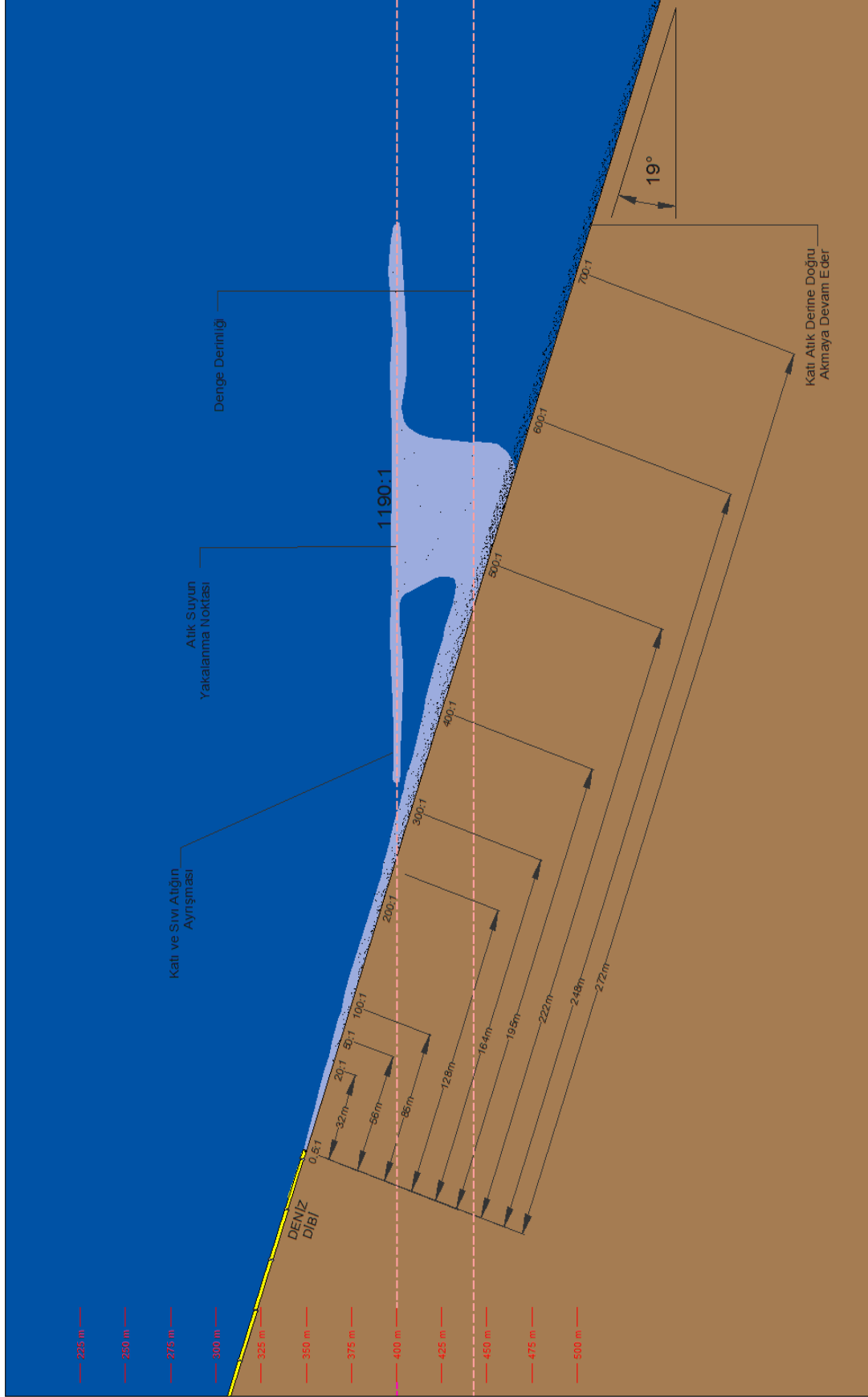
Molibden	ppm	< 25
Nikel	ppm	22
Potasyum	%	0.12
Selenyum	ppm	191
Silikat	%	6.89
Sodyum	%	0.08
Sülfür	%	43.12
Talyum	ppm	25
Kalay	ppm	< 25
Titanyum	ppm	46
Vanadyum	ppm	< 50
Çinko	%	1.43

Tablo 1.3. Maden sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004).

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOI)	mg/L	80	60
Askıdaki Katı Madde (AKM)	mg/L	70	50
Kurşun (Pb)	mg/L	0.5	-
Toplam Siyanür (CN)	mg/L	0.1	-
Demir (Fe)	mg/L	3	-
Çinko (Zn)	mg/L	3	-
Serbest Kükürt (S)	mg/L	15	10
Balık Biyodeneyi (ZSF)		4	-
Cıva (Hg)	mg/L	-	0.05
Kadmiyum (Cd)	mg/L	-	0.02
Bakır (Cu)	mg/L	5	3
Toplam Krom	mg/L	2	1
pH		6-9	6-9

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. için yapılan çevresel etki değerlendirme çalışmaları sonucunda, karada bir atık havuzu yapmak yerine, atık suyun daha önce bahsedilen genel avantajlar yanında, aşağıdaki nedenler sebebiyle de Karadeniz'in oksijensiz ortamına deşarj edilmesinin uygun olacağı görülmüştür. Bu nedenler;

- Bölgenin dağlık oluşu nedeniyle, atık havuzu yapılabilecek bir alanın mevcut olmayışı,
- Olası bir depremde, vadi içinde yapılacak bir atık havuzunun oluşturacağı olumsuz etkinin yüksek olabileceği,
- Karadeniz’de yaklaşık olarak 150 m derinlikten ($\Sigma-t = 16.2$ civarında) sonra hidrojen sülfürün varlığı ve buna paralel olarak oksijenin yokluğu dolayısıyla bu derinlikten sonraki su ortamının anoksik oluşu,
- Karadeniz’de bu özel durumdan dolayı yaklaşık olarak 150-200 m derinlikten sonra birkaç sülfür bakterisi dışında hiçbir makro canlı yaşamamaktadır. Bu nedenle atık sudan kaynaklanan çevresel etkinin çok az ya da süresiz olacağı,
- İnce öğütülmüş tailings ile deşarj edilen ortamdaki doğal sedimanın tane boyutu ve mineralojik açıdan benzer özellikler göstermesi,
- Sülfür içeren tailings’in, karada oksijen ve su ile birleşerek çevre için son derece zararlı ve toksik olan asit üretimine neden olacağı,
- Asit üretimi başlayan bir alanda, kirlilik boyutunun katlanarak arttığı ve bu alanın rehabilitasyonunun olmaması nedeniyle, madencilik alanın en büyük çevre sorununu oluşturması,
- Karadeniz’deki yaklaşık 150 m derinlikten sonra oksijensiz ve sülfür içeren ortamın varlığı nedeniyle bu ortamdaki çözülmüş ağır metal oranının daha düşük olacağı,
- Karadeniz topografyasının çok dik olması nedeniyle tailings sürekli olarak zemine doğru yayılacak ve deşarj noktasında katı madde birikiminin olmayacağı (Şekil 1.3), şeklinde sıralanabilir.



Şekil 1.3. Maden atıklarının deniz tabanındaki dağılımı

1.7. Önceki Yapılan Çalışmalar

Son yıllarda yılda Karadeniz ekosisteminde önemli değişikliklerin olduğu ve özellikle bölgenin kuzey-batısında yer alan geniş kıta sahanlığına büyük nehirler yoluyla ulaşan karasal kaynaklı kirleticilerin Karadeniz'in kirlenmesinde önemli rolü olduğu çeşitli araştırmacılar tarafından bildirilmektedir (Mee, 1992; Topping ve Mee, 1999).

Doksanlı yıllarda Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Erdemli Deniz Bilimleri Enstitüsü tarafından Ulusal Deniz Ölçme ve İzleme Programı çerçevesinde Karadeniz'in oşinografik özelliklerini ve kirlilik durumunu belirlemek amacıyla bazı çalışmalar yapılmıştır. 1986-1990 dönemini kapsayan bu çalışmalarda, Kuzey-Batı Karadeniz kıyılarına ulaşan kirleticilerin önce güney akıntıları ile Güney-Batı sahillerine ve daha sonra doğu yönündeki yüzey akıntıları ile Orta Karadeniz kıyılarına ulaştığı bildirilmiştir. Yine Orta Karadeniz açıklarında yabancı gemiler tarafından denize boşaltılan tehlikeli katı ve sıvı atıkların mevcut akıntılarla Doğu Karadeniz kıyılarına ulaştığı belirlenmiştir (Oğuz vd., 1989; Anonim, 1991).

Karadeniz'de ağır metal kirliliğinin oldukça önemli düzeyde olduğu bildirilmektedir. Bu kirliliğin daha çok Batı Avrupa'dan mı yoksa, Sovyetler Ülkeleri'nden mi kaynaklandığı tam olarak tespit edilememiştir. Bundan başka batıdan gelen rüzgarlarla önemli miktarda ağır metalin Karadeniz'e taşındığı bildirilmekle beraber bunların tam kaynağı kesin olarak bilinmemektedir (Hacısalıhoğlu vd., 1991; Windom vd., 1999).

Yücesoy ve Ergin (1992), Güney Karadeniz'in kıyı bölgelerindeki sedimanda ağır metal jeokimyasını araştırdıkları çalışmalarında, potansiyel antropojenik kökenli Cr, Ni, Cd, Zn ve Pb'nin konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Araştırmacılar sediman boyutu küçüldükçe, metal miktarının arttığını tespit etmişlerdir.

Karadeniz'in dip sularında iz element konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla Haraldson ve Westerlund (1991) tarafından yapılan bir çalışmada, metal miktarları, Cd 6 pM (piko mol), Co 0.2 nM (nano mol), Cu 2 nM, Fe 10 nM, Mn 4 µM (mikro mol), Ni 9 nM, Pb 20 pM, Zn 0.7 nM olarak belirlenmiştir. Aynı araştırmacılar yüzey sularında yaptıkları ölçümlerde Cd, Cu, Ni, Pb değerlerini sırasıyla 78 pM, 6.7 nM, 9.4 nM, 52 pM şeklinde saptamışlardır.

Doğu Karadeniz'de avlanan bazı balık türlerinde As ve Pb miktarının Batı Karadeniz ve Marmara'dan avlanan aynı türlerdeki As ve Pb miktarından daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Karadeniz'de avlanan yunusların karaciğerinde cıva konsantrasyonunun 37

$\mu\text{g/g}$ olduğu saptanmıştır. Doğu Karadeniz’de avlanan deniz salyangozu turlerinde belirlenen radyoaktif element miktarının Batı Karadeniz’dekilere nazaran daha ylıksek olduğu ifade edilmiştir (Güven ve Topçuoğlu, 1991).

Uslu ve Benli (1995), 1989-1990 yıllarında Çayeli kıyılarında avlanan barbunya (*Mullus surmuletus*), mezgit (*Merlangius merlangis*), izmarit (*Maena smarıs*) ve midye (*Mytilus galloprovincialis*) örneklerinin kas dokularında Cd değerlerini sırasıyla 0.071, 0.070, 0.050, 0.582, Pb miktarını 1.033, 0.553, 0.344, 0.563, Cu konsantrasyonunu 0.551, 0.454, 0.343, 2.078 ve Zn değerlerini ise 7.842, 3.722, 4.906, 37.08 $\mu\text{g/gr}$ kuru ağırlık olarak belirlemişlerdir.

Topçuoğlu vd. (2002) tarafından Rize sahillerinde toplanan deniz salyangozlarının yumuşak dokularında Cd, Co, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn, Pb ve Cu konsantrasyonlarının sırasıyla 30.69, <0.05, <0.06, 3.74, 200.9, 170, 4.45, <0.5 ve 47.44 $\mu\text{g/gr}$ kuru ağırlık olduğu tespit edilmiştir. Aynı çalışmada söz konusu bölgeden toplanan mezgit balıklarında, Cd <0.02, Co <0.05, Cr <0.06, Ni <0.01, Zn 43.1, Fe 57, Mn 3.56, Pb 0.05, Cu 1.86 $\mu\text{g/gr}$ kuru ağırlık olarak saptanmıştır.

2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

2.1 Araştırma Planı

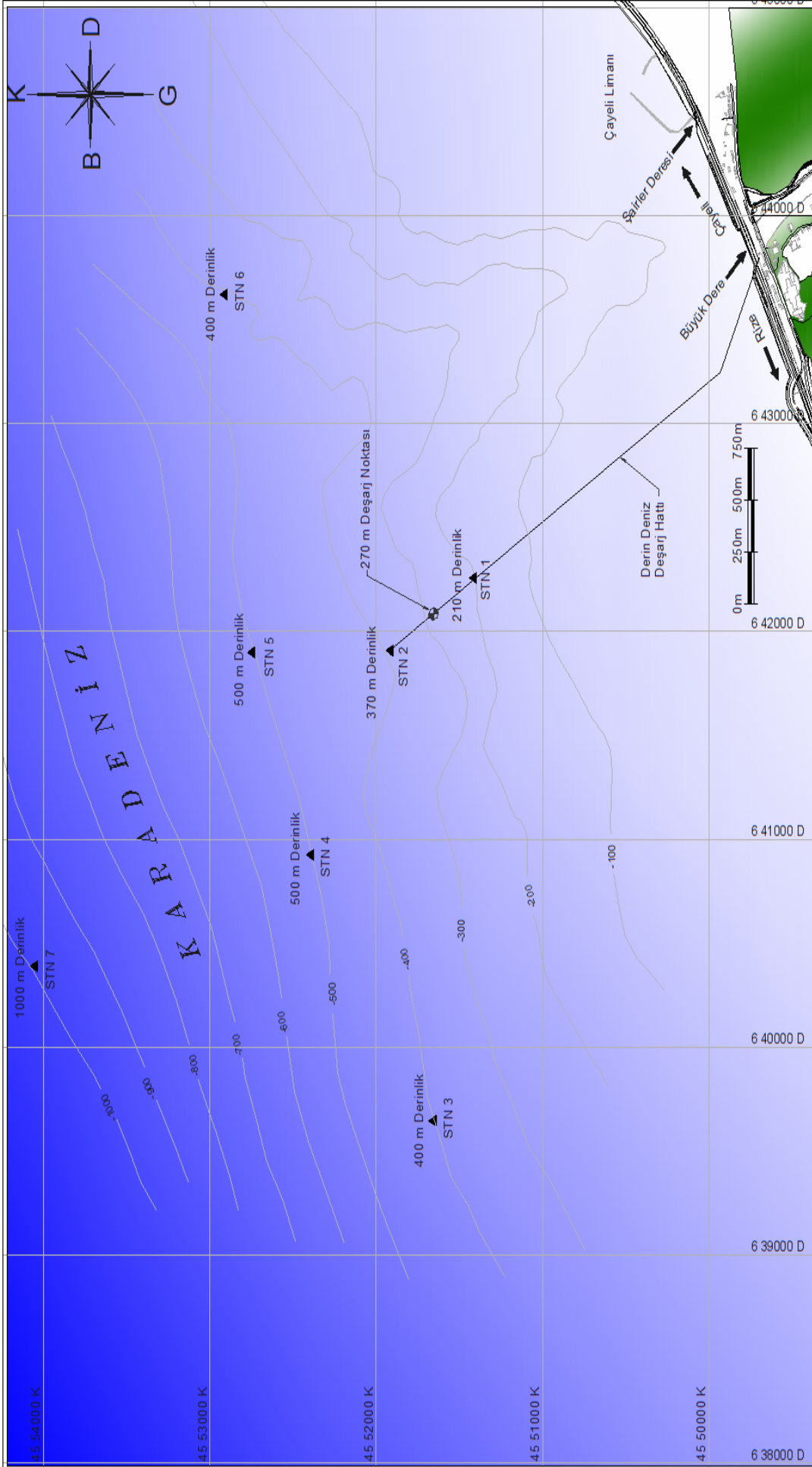
Çalışmada, Yaz 1993-Yaz 1995, Kış 2002-Yaz 2006 dönemleri arasında Çayeli açıklarında, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait atık suyun deşarj edildiği bölgede, mevsimsel periyotlarla alınan su örneklerinde bazı fiziksel ve kimyasal parametreler ölçülmüştür. Örnekleme yaz döneminde ağustos, sonbahar döneminde kasım, kış döneminde şubat ve ilkbahar döneminde mayıs ayında yapılmıştır.

2.2. İstasyonların Belirlenmesi

Çalışma istasyonlarının belirlenmesi, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (2004) esasları temel alınarak yapılmıştır. Araştırmada Şekil 2.1'de gösterilen 7 istasyon seçilmiş olup, bu istasyonlarda örnekleme yapılan derinlikler Tablo 2.1'de verilmiştir. İstasyonlar belirlenirken, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait atık suyun deşarj edildiği ikinci istasyon merkez olarak seçilmiş ve diğer istasyonların saptanmasında seyrelme faktörü göz önüne alınarak yer belirleme işlemi yapılmıştır. Belirlenen yedinci istasyon, diğer istasyonlardan farklı olarak referans noktası olarak seçilmiştir. İstasyonlar harita üzerinde belirlendikten sonra, pozisyon tespiti JMC P-127 koordinat belirleyici ile yapılmıştır. Çalışma yapılan istasyonların derinliklerinin belirlenmesinde Trabzon Merkez Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü'ne ait SÜRAT-ARAŞTIRMA-1 Gemisinde mevcut V-122 Video Sounder cihazı kullanılmıştır.

2.3. Su Örneklerinin Alınması

Su örnekleri, Tarım ve Köyişleri Bakanlığı'na bağlı Trabzon Merkez Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü'ne ait SÜRAT-ARAŞTIRMA-1 Gemisiyle, belirlenen 7 ana istasyon ve bunlara ait 5 farklı derinlikten, 5 litrelik Nansen (polikarbonat) şişeleri kullanılarak alınmıştır.



Şekil 2.1. Örnekleme istasyonları

Tablo 2.1. Örnek alma istasyonları ve derinlikleri

Ölçüm İstasyonları	STN 1	STN 2	STN 3	STN 4	STN 5	STN 6	STN 7
Örnek Alma Derinliği (m)	Deniz Tabanı Derinliği (m)						
	210	370	400	500	500	400	1000
2	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
75	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
150	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
200	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
350		✓	✓	✓	✓	✓	✓

2.4. Örneklerin Muhafazası

Metal analizi için alınan su örneklerine, kimyasal özelliklerini korumak için derişik nitrik asit (HNO_3) ilave edilmiş ve pH değeri 2'nin altına indirilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.5. Ölçüm Yöntemleri

2.5.1. Yerinde Yapılan Ölçümler

Deniz suyunun sıcaklık, pH ve tuzluluk değeri SBE 25-03 Sealogger probuyla elektrometrik olarak ölçülmüştür. Bu ölçümler deniz suyu kolonunda her metreden alınmış, ancak bu çalışmada sadece istasyonlarda belirlenen derinliklerdeki ölçüm değeri değerlendirilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.5.2. Su Örneklerin Hazırlanması ve Analizi

2.5.2.1. Çözünmüş Oksijen Tayini

Çözünmüş oksijen tayini, Winkler yöntemi kullanılarak yapılmıştır. Bu amaçla 250 mL'lik özel cam şişeye örnek, sifonlanarak alınmış ve hemen üzerine 2 mL MnSO_4 , 2 ml alkali iyodür asid çözeltisi ilave edilerek suda bulunan oksijenle Mn^{2+} , Mn^{3+} e yükseltgenmiştir. Şişe kapağı kapatılıp ters yüz edilerek örnek karıştırılmış ve meydana

gelen çökelti 2 mL sülfürik asit (H_2SO_4) ilave edilerek çözünmüştür. Bundan belli bir miktar alınıp 0.025 N sodyum tiyosülfat çözeltisi ile renk açılıncaya kadar titre edilmiştir. Daha sonra 2 mL nişasta çözeltisi ilave edilen örneklerde renk maviden beyaza dönünceye kadar titrasyon sürdürülmüştür. Elde edilen sarfiyata göre örneklerdeki çözünmüş oksijen miktarı hesaplanmıştır (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.5.2.2. Hidrojen Sülfür Tayini

300 ml deniz suyu örneği alınarak üzerine beklenen hidrojen sülfür derişimine göre 10-20 ml 0.025 N standart iyot çözeltisi ilave edilmiştir. Daha sonra 2 ml 6 N hidroklorik asit (HCl) ve nişasta çözeltisi ilave edilen örnekler 0,025 N sodyum tiyosülfat ($Na_2S_2O_3$) ile titre edilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.5.2.3. Alkalinite Tayini

Deniz suyunda alkalinite tayini için önce fenolftaleyin indikatörü ilave edilen örnekler 0.02 N sülfürik asit ile çözelti rengi renksiz olana kadar titre edilmiş ve daha sonra metiloranj ilave edilen örneklerde renk kırmızıya dönünceye kadar titrasyona devam edilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.5.2.4. Ağır Metal (Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, Hg, As, Mn) Tayinleri

Deniz suyu örneklerinde cıva; soğuk buhar, arsenik ise hidrür yöntemi uygulanarak, tayin edilmiştir. Soğuk buhar yönteminde, örnek içindeki cıva (Hg^{2+}) indirgeme yolu ile metalik cıva (Hg^0) haline getirilmiş ve cıva buharları bir asal gaz veya hava akımı yoluyla atomlaştırıcıya taşınarak tayin yapılmıştır.

Hidrür yöntemi kullanılarak yapılan arsenik tayininde, hidrür jeneratöründe ayrı kaplarda bulunan deniz suyu örneği, sodyumtetrahidroborat III ve hidroklorik asit çözeltileri ile önce karıştırma bloğuna, sonra reaksiyon kabına alınmış ve burada oluşan arsenik hidrür buharları azot gazı yardımıyla absorbsiyon hücreğine gönderilmiştir.

Absorbsiyon hücresinde hava-asetilen alevinde atomlaştırılarak konsantrasyon değerleri monitörden okunmuştur.

Yoğun zemin engellemesi ve Pb, Cd, Cu, Zn gibi metallerin çok küçük derişimde olmaları nedeniyle, deniz suyundaki bu metaller direkt olarak tayin edilememiştir. Bu nedenle, ağır metal analizleri yapılan deniz suyu örnekleri bazı ön işlemlerden geçirilmiştir. Bu çalışmada Danielsson Çözücü Ekstraksiyon metodu kullanılmıştır. NaDDC-MIBK ekstraksiyonu ile ön deriştirme ve ağır matriks etkilerinin giderilmesinden sonra, çinko, demir hava-asetilen alevinde, bakır kadmiyum ve kurşun ise grafit fırında atomlaştırılarak tayin edilmiştir. Mangan, doğrudan enjeksiyon yöntemi ile grafit fırında atomlaştırılarak tayin edilmiştir. Ölçümler GBC 905 Model Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi kullanarak yapılmıştır (APHA, AWWA ve WEF, 1992).

2.6. Verilerin Değerlendirilmesi

Verilerin değerlendirilmesi amacıyla yapılan istatistiki testlerde MINITAB paket programı kullanılmıştır (Sokal ve Rolf, 1974).

2.7. Deşarjın Hidrodinamik Modellemesi

Modelleme çalışması, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin derin deniz deşarjı uygulama projesi çerçevesinde tesis edilen Büyükdere vadisi (Çayeli) açıklarındaki boru hattı sistemi için yapılmıştır.

Çalışmada, elde edilen veriler U.S. EPA tarafından geliştirilen ve çeşitli su ortamlarına sıvı, toksik ya da geleneksel kirletici deşarjları için kullanılan CORMIX programı ile değerlendirilerek modelleme yapılmıştır. CORMIX, birincil karışım zonunun seyrelme karakteristiği ve geometrisi üzerinde durularak su içine deşarj edilen sıvıların dizaynı, tahmin ve analizler için bir dizi yazılım alt sistemidir (Doneker ve Jirka, 1990). Bu programın en büyük önemi, alıcı suyun ilk karışım zonu içinde seyrelme karakteristikleri, atık bulutunun geometrisinin ve davranışının tahmininin yapılabilmesidir.

3. BULGULAR

Çalışmada elde edilen bütün veriler istatistiksel olarak değerlendirilmiş, mevsimsel değişimlerin önemli olup olmadığı tablolarda üs olarak yazılan harflerle belirtilmiştir. Bu tablolardaki her bir sütunda, istatistiksel olarak aynı olan değerler aynı harflerle ifade edilmiştir.

Verilerin alansal ve derinliğe göre (uzaysal) değişimlerinin gösterildiği tablolarda, küçük harfler derinliğe göre, büyük harfler ise istasyonlara göre olan istatistiki karşılaştırmayı göstermektedir.

Çalışmada ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.1’de verilmiştir. Yüzey, 75, 150, 200, 350 m derinliklerde yapılan ölçümlerde en yüksek sıcaklık değeri Yaz 2002’de 27.33°C olarak yüzey suyunda ölçülmüştür. En düşük sıcaklık değeri ise Sonbahar 1994’te (6.49°C) 75 m derinlikte belirlenmiştir. Sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişiminin istatistiksel olarak önemli olduğu bulunmuştur ($p<0.05$).

Sıcaklık değerlerinin ölçüm yapılan mevsimlerde derinliğe göre dağılımı incelendiğinde en yüksek değerlerin yüzey suyunda belirlendiği görülmektedir. Düşük değerler ise 75 m derinlikte ölçülmüştür. Yüzeyde maksimum olan ve 75 m de en düşük düzeye düşen sıcaklık değerleri bu derinlikten sonra az da olsa artmış ve 150 m derinlikten sonra artış azalarak devam etmiştir.

Çalışmada tüm istasyonlarda mevsimsel olarak ölçülen değerlerin ortalaması alınarak elde edilen sıcaklık değerleri Tablo 3.2 ve Ek Şekil 1’de verilmiştir. Sıcaklık değerlerinin alansal dağılımı incelediğinde istasyonlar arası önemli bir farkın olmadığı görülmüştür. Ancak tüm istasyonlarda sıcaklığın yüzeyde en yüksek değerde ve yüzey ile diğer derinliklerde ölçülen sıcaklık değerleri arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli ($p<0.05$) olduğu saptanmıştır (Tablo 3.2).

Tablo 3.1. Çalışma sahasında ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi

Mevsimler	Sıcaklık (°C)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	23.00 ^F	6.58 ^{OPQ}	8.42 ^{ABCD}	8.64 ^{ABC}	8.83 ^{ABCD}
Sonbahar - 93	17.39 ^J	6.77 ^{OP}	8.37 ^{BCDEF}	8.66 ^{AB}	8.82 ^{BCDE}
Kış - 94	9.00 ^{PQ}	7.86 ^{CDEF}	8.18 ^{HIJ}	8.57 ^{FGHIJ}	8.82 ^{DEF}
İlkbahar - 94	13.75 ^M	6.60 ^{PQ}	8.21 ^{GHIJ}	8.60 ^{DEFGH}	8.82 ^{DEF}
Yaz - 94	24.36 ^D	6.79 ^{NOP}	8.26 ^{EFGHI}	8.60 ^{CDEF}	8.82 ^{DEF}
Sonbahar - 94	25.10 ^C	6.49 ^Q	8.34 ^{CDEFG}	8.61 ^{CDEF}	8.82 ^{CDE}
İlkbahar - 95	9.510 ^O	7.31 ^{JKL}	8.20 ^{HIJ}	8.53 ^{JK}	8.81 ^{FGH}
Yaz - 95	23.58 ^{EF}	7.49 ^{GHIJ}	8.16 ^{IJK}	8.54 ^{IJK}	8.80 ^H
Kış - 02	8.35 ^{RS}	7.55 ^{GHIJ}	8.35 ^{CDEF}	8.58 ^{EFGHI}	8.82 ^{BCDE}
İlkbahar - 02	15.80 ^L	8.12 ^B	8.36 ^{CDEF}	8.59 ^{DEFGH}	8.82 ^{ABCD}
Yaz - 02	27.33 ^A	8.04 ^{BC}	8.37 ^{ABCDEF}	8.60 ^{CDEF}	8.82 ^{BCD}
Sonbahar - 02	16.67 ^K	7.93 ^{BCDE}	8.39 ^{ABCDE}	8.62 ^{ABCDE}	8.83 ^{ABCD}
Kış - 03	9.30 ^{OP}	8.69 ^A	8.25 ^{Fghi}	8.55 ^{GHIJK}	8.82 ^{BCDE}
İlkbahar - 03	18.05 ^I	6.87 ^{MNO}	8.18 ^{HIJ}	8.50 ^{KL}	8.80 ^{GH}
Yaz - 03	25.08 ^C	7.37 ^{DEFG}	8.51 ^A	8.67 ^A	8.84 ^A
Sonbahar 03	13.32 ^M	7.53 ^{GHIJ}	8.47 ^{ABC}	8.59 ^{CDEFG}	8.82 ^{CDEF}
Kış - 04	7.94 ^S	7.95 ^{BCD}	8.02 ^{KL}	8.41 ^M	8.82 ^{CDEF}
İlkbahar - 04	15.90 ^L	7.09 ^{KLM}	8.10 ^{JK}	8.46 ^L	8.81 ^{EFGH}
Yaz - 04	26.41 ^B	7.60 ^{Fghi}	8.84 ^{ABC}	8.65 ^{AB}	8.83 ^{ABCD}
Sonbahar - 04	11.18 ^N	7.60 ^{Fghi}	8.50 ^{AB}	8.66 ^A	8.83 ^{AB}
İlkbahar - 05	8.33 ^{RS}	7.53 ^{GHIJ}	8.40 ^{ABCD}	8.60 ^{CDEF}	8.82 ^{BCDE}
Yaz - 05	21.81 ^G	7.42 ^{HIJ}	8.42 ^{ABCD}	8.64 ^{ABCD}	8.83 ^{ABC}
Sonbahar - 05	13.61 ^M	7.67 ^{EFGH}	8.37 ^{BCDEF}	8.61 ^{BCDE}	8.83 ^{AB}
Kış - 06	8.69 ^{QR}	7.35 ^{IJK}	7.95 ^L	8.41 ^M	8.81 ^{DEFG}
İlkbahar - 06	21.02 ^H	7.04 ^{LMN}	8.30 ^{DEFGH}	8.55 ^{HIJK}	8.82 ^{BCDE}
Yaz - 06	23.96 ^{DE}	7.40 ^J	8.42 ^{ABCD}	8.61 ^{BCDE}	8.83 ^{ABCD}

Tablo 3.2. Çalışmada ölçülen sıcaklık değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Sıcaklık (°C)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 16.93 ^A	^b 7.45 ^A	^b 8.28 ^A	^b 8.56 ^A	-
STN 2	^a 16.92 ^A	^b 7.47 ^A	^b 8.28 ^A	^b 8.57 ^A	^b 8.81 ^A
STN 3	^a 16.93 ^A	^b 7.39 ^A	^b 8.31 ^A	^b 8.58 ^A	^b 8.80 ^A
STN 4	^a 16.86 ^A	^b 7.39 ^A	^b 8.35 ^A	^b 8.59 ^A	^b 8.82 ^A
STN 5	^a 16.88 ^A	^b 7.41 ^A	^b 8.29 ^A	^b 8.58 ^A	^b 8.81 ^A
STN 6	^a 16.79 ^A	^b 7.47 ^A	^b 8.30 ^A	^b 8.58 ^A	^b 8.81 ^A
STN 7	^a 16.62 ^A	^b 7.47 ^A	^b 8.31 ^A	^b 8.58 ^A	^b 8.81 ^A

Çözünmüş oksijen değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.3'te verilmiştir. Çalışma süresince yüzey suyundan yapılan ölçümlerde en yüksek çözünmüş oksijen değeri Kış 2006'da 11.18 mg/L, en düşük değer ise Yaz 1995'te 6.90 mg/L olarak belirlenmiştir.

Çalışma sahasında çözünmüş oksijen değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, genelde yüzeyde ölçülen konsantrasyonların yüksek olduğu, derinliğe gidildikçe bu oranın düşmeye başladığı görülmüştür. Ancak Yaz 1994, 1995, 2002, Sonbahar 1994 ve İlkbahar 2006 dönemlerinde 75 m derinlikte ölçülen çözünmüş oksijen değerlerinin yüzeye göre daha yüksek olduğu saptanmıştır. Tablo 3.3 incelendiğinde 150 m derinlikte oksijen değerlerinin Kış 2003, 2004, 2006 ve İlkbahar 2004 dönemleri hariç 0-2 mg/L değerlerine düştüğü, 350 m derinlikte ise oksijen konsantrasyonunun 0.1 mg/L'nin altına indiği görülmektedir.

Mevsimplere göre ölçülen çözünmüş oksijen değerlerinin istasyonlara göre ortalaması alındığında, yüzey suyunda en yüksek değer STN 6 (9.20 mg/L), en düşük değer ise STN 2'de belirlenmiştir (9.09 mg/L) (Tablo 3.4, Ek Şekil 2). Ölçüm yapılan yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde çözünmüş oksijen değerlerinin alansal değişiminin önemli olmadığı tespit edilmiştir. Ancak 7 istasyonda ölçülen çözünmüş oksijen değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, yüzeyden 150 m ye kadar bu değişimin önemli olduğu ($p < 0.05$) ancak 150 m ile 200 m derinliklerde ölçülen oksijen değerleri arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır (Tablo 3.4).

Tablo 3.3. Çalışma sahasında ölçülen çözünmüş oksijen değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Çözünmüş Oksijen (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	9.06 ^H	8.67 ^{CDEFG}	0.95 ^{FGHIJ}	0.52 ^{DEFG}	<0.10
Sonbahar - 93	9.19 ^{GH}	7.00 ^J	0.69 ^{FGHIJK}	0.25 ^{FG}	<0.10
Kış - 94	10.18 ^{CD}	8.82 ^{CDEF}	1.86 ^{CD}	0.73 ^{CDE}	<0.10
İlkbahar - 94	9.38 ^{FG}	9.10 ^{ABCD}	1.00 ^{EFGH}	0.33 ^{FG}	<0.10
Yaz - 94	7.06 ^M	8.73 ^{CDEFG}	1.10 ^{DEFGHI}	0.70 ^{BCDEFG}	<0.10
Sonbahar - 94	7.65 ^{KL}	8.10 ^{GH}	0.27 ^K	0.10 ^H	<0.10
İlkbahar - 95	10.60 ^B	8.26 ^{EFGH}	0.89 ^{FGHIJK}	0.55 ^{DEFG}	<0.10
Yaz - 95	6.90 ^M	7.43 ^{IJ}	0.84 ^{FGHIJK}	0.37 ^{EFG}	<0.10
Kış - 02	10.39 ^{BC}	9.16 ^{ABCD}	1.16 ^{EFG}	0.92 ^{BC}	<0.10
İlkbahar - 02	9.64 ^E	9.21 ^{ABC}	1.08 ^{EFGH}	0.81 ^{CD}	<0.10
Yaz - 02	7.46 ^L	8.19 ^{F GH}	0.59 ^{GHIJK}	0.30 ^{FG}	<0.10
Sonbahar -02	8.71 ^I	5.10 ^L	0.80 ^{FGHIJK}	0.45 ^{EFG}	<0.10
Kış - 03	10.62 ^B	9.25 ^{ABC}	2.19 ^C	1.60 ^A	<0.10
İlkbahar - 03	9.53 ^{EF}	9.14 ^{ABCD}	1.64 ^{CDE}	0.58 ^{CDEF}	<0.10
Yaz - 03	7.93 ^J	5.18 ^L	0.18 ^K	<0.10	<0.10
Sonbahar - 03	9.34 ^{FG}	8.28 ^{EFGH}	0.41 ^{HIJK}	<0.10	<0.10
Kış - 04	10.00 ^D	9.59 ^A	5.88 ^A	0.35 ^{FG}	<0.10
İlkbahar - 04	9.66 ^E	9.50 ^{AB}	2.21 ^C	0.29 ^{FG}	<0.10
Yaz - 04	7.75 ^{JK}	6.25 ^K	0.29 ^{JK}	<0.10	<0.10
Sonbahar - 04	9.70 ^E	8.90 ^{BCDE}	0.98 ^{EFGH}	0.56 ^{DEF}	<0.10
İlkbahar - 05	10.61 ^B	8.50 ^{DEFG}	1.32 ^{DEF}	1.24 ^B	<0.10
Yaz - 05	9.18 ^{GH}	8.96 ^{ABCD}	0.29 ^{IJK}	<0.10	<0.10
Sonbahar - 05	9.36 ^{FG}	7.68 ^{HI}	0.52 ^{GHIJK}	<0.10	<0.10
Kış - 06	11.18 ^A	8.85 ^{BCDEF}	4.25 ^B	0.90 ^{EFG}	<0.10
İlkbahar - 06	8.70 ^I	9.17 ^{ABCD}	0.57 ^{GHIJK}	0.28 ^{FG}	<0.10
Yaz - 06	7.81 ^{JK}	6.91 ^{JK}	0.26 ^K	<0.10	<0.10

Tablo 3.4. Çalışmada ölçülen çözünmüş oksijen değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Çözünmüş Oksijen (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 9.14 ^A	^b 8.28 ^A	^c 1.47 ^A	^c 0.68 ^A	<0.10
STN 2	^a 9.09 ^A	^b 8.34 ^A	^c 1.39 ^A	^c 0.68 ^A	<0.10
STN 3	^a 9.19 ^A	^b 8.25 ^A	^c 1.27 ^A	^c 0.58 ^A	<0.10
STN 4	^a 9.12 ^A	^b 8.06 ^A	^c 1.15 ^A	^c 0.55 ^A	<0.10
STN 5	^a 9.11 ^A	^b 8.19 ^A	^c 1.29 ^A	^c 0.48 ^A	<0.10
STN 6	^a 9.20 ^A	^b 8.16 ^A	^c 1.15 ^A	^c 0.69 ^A	<0.10
STN 7	^a 9.11 ^A	^b 8.32 ^A	^c 1.05 ^A	^c 0.51 ^A	<0.10

Araştırma bölgesinde ölçülen pH değerlerinden elde edilen sonuçlar incelendiğinde, yüzey suyunda maksimum pH değerinin 8.40, minimum pH değerinin ise 7.90 olduğu belirlenmiştir (Tablo 3.5). Çalışma süresince pH değerlerinin değişiminin mevsimsel olarak düzensiz değiştiği ve bu değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$).

Mevsimsel olarak ölçülen pH değerlerinin istasyonlar referans alınarak hesaplanan ortalama değerlerine göre yüzeyde en yüksek pH değeri (8.26) STN 7 istasyonunda, en düşük değer ise (8.21) STN 1 istasyonunda bulunmuştur (Tablo 3.6, Ek Şekil 3). Yüzey ve diğer ölçüm yapılan derinliklerde pH değerlerinin alansal olarak değişiminin önemli olmadığı saptanmıştır. Ancak istasyonlarda ölçülen değerlerin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, yüzeyden 150 m derinliğe kadar pH değeri değişiminin önemli olduğu belirlenirken ($p<0.05$), bu derinlikten sonra değişimin istatistiksel olarak önemli olmadığı tespit edilmiştir (Tablo 3.6).

Tablo 3.5. Çalışma sahasında ölçülen pH değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	pH				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	8.29 ^{BCD}	8.01 ^{IJKL}	7.57 ^H	7.64 ^{GHI}	7.57 ^{IJK}
Sonbahar - 93	8.24 ^{CDE}	7.73 ^N	7.37 ^I	7.49 ^K	7.40 ^L
Kış - 94	8.24 ^{CDE}	8.17 ^{ABCDE}	7.66 ^{EFGH}	7.59 ^{IJK}	7.67 ^{FGHI}
İlkbahar - 94	8.19 ^{EFG}	7.93 ^{LM}	7.39 ^I	7.51 ^J	7.55 ^{JK}
Yaz - 94	8.21 ^{DEF}	8.03 ^{HIJKL}	7.69 ^{DEFGH}	7.71 ^{DEFG}	7.52 ^K
Sonbahar - 94	8.30 ^{BC}	8.09 ^{DEFGHIJ}	7.74 ^{DEFG}	7.73 ^{DEFG}	7.78 ^{CDE}
İlkbahar - 95	8.14 ^{FG}	8.04 ^{GHIJK}	7.57 ^H	7.64 ^{GHI}	7.62 ^{GHIJK}
Yaz - 95	8.20 ^{EF}	8.05 ^{FGHIJK}	7.63 ^{FGH}	7.60 ^{HIJ}	7.60 ^{HIJK}
Kış - 02	7.90 ^I	7.97 ^{KL}	7.84 ^{BCD}	7.80 ^{CD}	7.83 ^{BCD}
İlkbahar - 02	8.14 ^{FG}	8.24 ^{AB}	8.07 ^A	8.00 ^A	7.98 ^A
Yaz - 02	8.02 ^H	8.15 ^{BCDEF}	7.98 ^{AB}	7.85 ^{BC}	7.83 ^{BCD}
Sonbahar -02	8.11 ^G	8.10 ^{DEFGHI}	7.97 ^{AB}	7.87 ^{BC}	7.90 ^{ABC}
Kış - 03	8.02 ^H	8.05 ^{FGHIJK}	7.97 ^{AB}	7.91 ^{AB}	7.92 ^{AB}
İlkbahar - 03	8.30 ^{BC}	8.18 ^{ABCD}	7.71 ^{DEFGH}	7.77 ^{CDEF}	7.77 ^{CDEF}
Yaz - 03	8.21 ^{DEF}	7.84 ^M	7.60 ^{GH}	7.64 ^{GHI}	7.60 ^{GHIJK}
Sonbahar - 03	8.32 ^{AB}	8.10 ^{DEFGHI}	7.60 ^{GH}	7.68 ^{EFGHI}	7.60 ^{GHIJK}
Kış - 04	8.20 ^{EF}	8.22 ^{ABC}	7.94 ^{ABC}	7.64 ^{GHI}	7.67 ^{EFGHI}
İlkbahar - 04	8.28 ^{BCD}	8.18 ^{ABCD}	7.77 ^{DEF}	7.67 ^{FGHI}	7.65 ^{FGHIJ}
Yaz - 04	8.40 ^A	8.12 ^{CDEFGH}	7.80 ^{CDE}	7.78 ^{CDE}	7.70 ^{EFGH}
Sonbahar - 04	8.40 ^A	8.14 ^{BCDEFG}	7.70 ^{DEFGH}	7.64 ^{GH}	7.60 ^{GHIJK}
İlkbahar - 05	8.17 ^{EFG}	7.98 ^{JKL}	7.55 ^H	7.60 ^{HIJ}	7.60 ^{GHIJK}
Yaz - 05	8.38 ^A	8.21 ^{ABC}	7.65 ^{EFGH}	7.70 ^{DEFGH}	7.62 ^{GHIJK}
Sonbahar - 05	8.40 ^A	8.18 ^{ABCD}	7.74 ^{DEFG}	7.80 ^{CD}	7.72 ^{DEFG}
Kış - 06	8.40 ^A	8.22 ^{ABC}	7.94 ^{ABC}	7.80 ^{CD}	7.80 ^{BCDE}
İlkbahar - 06	8.38 ^A	8.27 ^A	7.71 ^{DEFGH}	7.80 ^{CD}	7.80 ^{BCDE}
Yaz - 06	8.40 ^A	8.07 ^{EFGHIJK}	7.70 ^{DEFGH}	7.78 ^{CDE}	7.70 ^{EFGH}

Tablo 3.6. Çalışmada ölçülen pH değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	pH				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 8.21 ^A	^b 8.06 ^A	^c 7.75 ^A	^c 7.70 ^A	-
STN 2	^a 8.25 ^A	^b 8.10 ^A	^c 7.78 ^A	^c 7.73 ^A	^c 7.68 ^A
STN 3	^a 8.23 ^A	^b 8.11 ^A	^c 7.70 ^A	^c 7.71 ^A	^c 7.63 ^A
STN 4	^a 8.25 ^A	^b 8.06 ^A	^c 7.71 ^A	^c 7.73 ^A	^c 7.70 ^A
STN 5	^a 8.25 ^A	^b 8.09 ^A	^c 7.74 ^A	^c 7.73 ^A	^c 7.69 ^A
STN 6	^a 8.22 ^A	^b 8.11 ^A	^c 7.73 ^A	^c 7.72 ^A	^c 7.69 ^A
STN 7	^a 8.26 ^A	^b 8.07 ^A	^c 7.65 ^A	^c 7.68 ^A	^c 7.68 ^A

Araştırmada ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimsel dağılımı incelendiğinde yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m’de bu değerlerin sırasıyla ‰ 16.74-18.24, ‰ 18.18-19.34, ‰ 19.03-21.11, ‰ 20.81-21.43 ve ‰ 21.28-21.85 arasında değiştiği belirlenmiştir (Tablo 3.7). Tuzluluk değerlerinde görülen mevsimsel değişimlerin önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0.05$).

Örnekleme istasyonlarında ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimsel olarak ortalaması alınarak elde edilen değerlere göre en yüksek değer STN 5 istasyonunda 350 m derinlikte ‰ 21.81 olarak belirlenmiştir. En düşük tuzluluk değeri ise yüzeyde STN 6 istasyonunda ‰ 17.53 olarak saptanmış ve yüzeyden derine gidildikçe tuzluluk değerlerinin arttığı saptanmıştır (Tablo 3.8, Ek Şekil 4). Yüzey ve diğer derinliklerde tuzluluk değerlerinin alansal değişimlerinin önemli olmadığı tespit edilmiştir. İstasyonlarda ölçülen tuzluluk değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde ise, bu değerlerin derinliğe göre değişimin önemli olduğu görülmektedir ($p<0.05$). Sadece STN 1 istasyonunda yüzey suyu ile 75 m derinlikte belirlenen tuzluluk değerleri arasındaki farkın önemli olmadığı saptanmıştır.

Tablo 3.7. Çalışma sahasında ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Tuzluluk (‰)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	17.02 ^N	18.91 ^C	20.92 ^{ABCD}	21.34 ^{ABCDE}	21.81 ^{ABCDE}
Sonbahar - 93	17.85 ^{CDE}	19.04 ^{BC}	20.83 ^{DEF}	21.33 ^{ABCDE}	21.82 ^{ABCDE}
Kış - 94	17.89 ^{CD}	18.55 ^{EFGHI}	20.61 ^{GHI}	21.20 ^{IJ}	21.79 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 94	17.81 ^{CDEF}	18.61 ^{DEFG}	20.63 ^{FGHI}	21.28 ^{DEFGHIJ}	21.83 ^{ABCDEF}
Yaz - 94	18.09 ^{AB}	18.65 ^{DEF}	20.75 ^{DEFGHI}	21.30 ^{DEFGH}	21.82 ^{ABCDE}
Sonbahar - 94	18.24 ^A	18.75 ^D	20.85 ^{CDE}	21.31 ^{CDEFG}	21.82 ^{ABCD}
İlkbahar - 95	18.07 ^{AB}	18.65 ^{DEF}	20.62 ^{GHI}	21.18 ^J	21.78 ^{BCDEF}
Yaz - 95	17.36 ^K	18.66 ^{DE}	20.60 ^{HI}	21.19 ^{HIJ}	21.75 ^{DEF}
Kış - 02	17.86 ^{CDE}	18.27 ^{LM}	20.73 ^{DEFGHI}	21.31 ^{CDEFG}	21.79 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 02	17.57 ^{HIJK}	18.27 ^{LM}	20.77 ^{DEFGH}	21.28 ^{DEFGHIJ}	21.80 ^{ABCDEF}
Yaz - 02	17.65 ^{FGHIJ}	18.39 ^{JKL}	20.81 ^{DEFG}	21.28 ^{DEFGHIJ}	21.80 ^{ABCDEF}
Sonbahar -02	17.52 ^{JK}	18.94 ^{BC}	20.88 ^{BCDE}	21.34 ^{ABCDE}	21.82 ^{ABCDE}
Kış - 03	17.71 ^{DEFGH}	18.23 ^M	20.34 ^{JK}	21.20 ^{GHIJ}	21.78 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 03	17.23 ^L	18.45 ^{HIJK}	20.47 ^K	21.23 ^{EFGHIJ}	21.74 ^{EF}
Yaz - 03	17.62 ^{GHIJ}	19.34 ^A	21.11 ^A	21.43 ^A	21.85 ^A
Sonbahar - 03	17.77 ^{CDEFG}	18.44 ^{IJK}	20.69 ^{EFGHI}	21.28 ^{DEFGHIJ}	21.79 ^{ABCDEF}
Kış - 04	17.94 ^{BC}	18.18 ^M	19.03 ^N	20.86 ^L	21.78 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 04	16.74 ^N	18.31 ^{KLM}	20.00 ^L	20.98 ^K	21.75 ^{CDEF}
Yaz - 04	17.51 ^{JK}	19.07 ^B	21.03 ^{ABC}	21.41 ^{ABC}	21.83 ^{ABC}
Sonbahar - 04	17.70 ^{EFGHI}	18.37 ^{JKL}	21.09 ^{AB}	21.42 ^{AB}	21.84 ^{AB}
İlkbahar - 05	17.24 ^L	18.55 ^{EFGHI}	20.76 ^{DEFGH}	21.29 ^{DEFGHI}	21.79 ^{ABCDEF}
Yaz - 05	17.13 ^{LM}	18.48 ^{GHIJ}	20.48 ^{CDEF}	21.37 ^{ABCD}	21.85 ^{AB}
Sonbahar - 05	17.17 ^{LM}	18.59 ^{EFGH}	20.74 ^{DEFGHI}	21.31 ^{CDEFG}	21.73 ^F
Kış - 06	17.53 ^{IJK}	18.51 ^{FGHIJ}	19.54 ^M	20.81 ^L	21.79 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 06	17.14 ^{LM}	18.40 ^{JKL}	20.55 ^{IJ}	21.21 ^{FGHIJ}	21.28 ^{ABCDEF}
Yaz - 06	17.44 ^K	18.89 ^{BC}	20.88 ^{CDE}	21.32 ^{BCDEF}	21.84 ^{AB}

Tablo 3.8. Çalışmada ölçülen tuzluluk değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Tuzluluk (‰)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^c 17.54 ^A	^c 18.58 ^A	^b 20.56 ^A	^a 21.24 ^A	-
STN 2	^e 17.57 ^A	^d 18.59 ^A	^c 20.55 ^A	^b 21.24 ^A	^a 21.76 ^A
STN 3	^e 17.55 ^A	^d 18.59 ^A	^c 20.59 ^A	^b 21.23 ^A	^a 21.80 ^A
STN 4	^e 17.60 ^A	^d 18.61 ^A	^c 20.64 ^A	^b 21.26 ^A	^a 21.79 ^A
STN 5	^e 17.59 ^A	^d 18.63 ^A	^c 20.62 ^A	^b 21.25 ^A	^a 21.81 ^A
STN 6	^e 17.53 ^A	^d 18.58 ^A	^c 20.63 ^A	^b 21.23 ^A	^a 21.80 ^A
STN 7	^e 17.63 ^A	^d 18.58 ^A	^c 20.64 ^A	^b 21.25 ^A	^a 21.80 ^A

Yaz 1993-Yaz 1995 ile Kış 2002-Yaz 2006 tarihleri arasında yürütülen bu çalışmada mevsimsel olarak ölçülen alkalinite değerleri Tablo 3.9’da verilmiştir. Tablo 3.9 incelendiğinde, yüzey suyunda en yüksek alkalinite değerinin (168.57 mg/L) Yaz 1995’te ölçüldüğü görülmektedir. Yüzeyde ölçülen en düşük değer ise İlkbahar 2004’te 148.28 mg/L olarak belirlenmiştir. Alkalinite değerlerinin mevsimsel dağılımının düzensiz ancak değerlerdeki değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0.05$).

Mevsimsel ölçümlerden ortalama alınarak hesaplanan alkalinite değerlerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde en yüksek değer 174.72 mg/L olarak STN 3’te 350 m derinlikte, en düşük değer ise 158.11 mg/L olarak STN 6’da yüzeyde belirlenmiş ve alkalinite değerlerinin yüzeyden derine doğru belirgin bir şekilde arttığı görülmüştür (Tablo 3.10, Ek Şekil 5). Ölçüm yapılan tüm derinliklerde alkalinite değerlerinin alansal değişimlerinin önemli olmadığı, ancak yüzeyden itibaren derine gidildikçe alkalinite değerlerinde görülen artışın genelde önemli ($p < 0.05$) olduğu tespit edilmiştir (Tablo 3.10).

Tablo 3.9. Çalışma sahasında ölçülen alkalinite değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Alkalinite (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	153.57 ^{IJ}	160.71 ^{HIJK}	159.86 ^{FGH}	166.57 ^{EFGH}	169.67 ^{CDEF}
Sonbahar - 93	151.71 ^J	155.86 ^L	156.86 ^H	159.14 ^J	165.33 ^{FG}
Kış - 94	158.57 ^G	162.71 ^{FGHIJ}	161.43 ^{DEF}	161.71 ^{IJ}	168.50 ^{EFG}
İlkbahar - 94	158.14 ^G	162.86 ^{EFGHI}	163.86 ^{BCDEF}	164.29 ^{HI}	172.67 ^{BCDE}
Yaz - 94	163.57 ^{CD}	160.86 ^{HIJK}	164.71 ^{BCDE}	165.29 ^{GH}	171.83 ^{CDE}
Sonbahar - 94	167.71 ^{AB}	167.57 ^{BC}	165.71 ^{ABC}	172.00 ^{ABC}	169.67 ^{CDEF}
İlkbahar - 95	165.29 ^{BC}	168.86 ^B	172.94 ^A	172.14 ^{AB}	178.50 ^{AB}
Yaz - 95	168.57 ^A	172.86 ^A	163.00 ^{CDEFG}	174.71 ^A	180.00 ^A
Kış - 02	163.57 ^{CD}	164.85 ^{CDEF}	166.14 ^{ABC}	169.82 ^{BCDE}	173.5 ^{BCDE}
İlkbahar - 02	157.85 ^{GH}	161.57 ^{GHIJK}	163.14 ^{CDEFG}	166.28 ^{EFGH}	170.00 ^{CDEF}
Yaz - 02	162.85 ^{CDE}	162.85 ^{EFGHI}	164.71 ^{BCDE}	166.42 ^{EFGH}	171.33
Sonbahar -02	157.85 ^{GH}	160.28 ^{IJK}	162.28 ^{CDEFG}	164.28 ^{HI}	168.00 ^{EFG}
Kış - 03	163.71 ^{CD}	166.00 ^{BCD}	166.28 ^{ABC}	168.57 ^{CDEFG}	174.0 ^{ABCDE}
İlkbahar - 03	157.42 ^J	161.14 ^{GHIJK}	162.85 ^{CDEFG}	164.14 ^{HI}	171.25 ^{CDEF}
Yaz - 03	160.42 ^{EFG}	161.71 ^{GHIJK}	165.57 ^{ABCD}	169.00 ^{BCDEF}	175.00 ^{ABCDE}
Sonbahar - 03	159.85 ^{FG}	162.74 ^{FGHIJ}	164.57 ^{BCDE}	166.71 ^{EFGH}	171.00 ^{CDEF}
Kış - 04	162.85 ^{CDE}	163.28 ^{DEFGHI}	164.28 ^{BCDE}	166.42 ^{EFGH}	175.00 ^{ABCDE}
İlkbahar - 04	148.28 ^K	155.85 ^L	159.00 ^{GH}	160.14 ^J	168.50 ^{DEFG}
Yaz - 04	159.57 ^{FG}	164.00 ^{DEFG}	167.85 ^{AB}	170.28 ^{BCD}	176.00 ^{ABC}
Sonbahar - 04	159.57 ^{FG}	163.71 ^{DEFGH}	166.14 ^{ABC}	169.57 ^{BCDE}	173.00 ^{BCDE}
İlkbahar - 05	155.14 ^{HI}	159.57 ^K	160.85 ^{EFGH}	164.00 ^{HI}	168.75 ^{DEFG}
Yaz - 05	153.70 ^{IJ}	159.71 ^{JK}	162.42 ^{CDEFG}	165.57 ^{FGH}	171.50 ^{CDEF}
Sonbahar - 05	160.42 ^{EFG}	163.71 ^{DEFGH}	165.57 ^{ABCD}	168.00 ^{DEFG}	174.25 ^{ABCDE}
Kış - 06	161.71 ^{DEF}	163.42 ^{DEFGH}	163.71 ^{BCDEF}	165.71 ^{FGH}	175.50 ^{ABCD}
İlkbahar - 06	162.00 ^{DEF}	165.85 ^{BCDE}	165.85 ^{ABC}	168.14 ^{CEFG}	171.00 ^{CDEF}
Yaz - 06	153.42 ^{IJ}	154.14 ^L	157.00 ^H	160.14 ^J	163.00 ^G

Tablo 3.10. Çalışmada ölçülen alkalinite değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Alkalinite (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^c 159.73 ^A	^{bc} 162.65 ^A	^{ab} 163.46 ^A	^{ab} 166.19 ^A	-
STN 2	^c 159.76 ^A	^b 163.07 ^A	^b 164.00 ^A	^b 165.53 ^A	^a 170.72 ^A
STN 3	^d 159.63 ^A	^c 162.84 ^A	^c 163.30 ^A	^b 167.76 ^A	^a 174.72 ^A
STN 4	^d 159.34 ^A	^c 163.15 ^A	^{bc} 164.11 ^A	^b 166.92 ^A	^a 170.11 ^A
STN 5	^d 159.19 ^A	^c 161.92 ^A	^c 163.46 ^A	^b 166.46 ^A	^a 171.88 ^A
STN 6	^d 158.11 ^A	^c 162.26 ^A	^c 163.19 ^A	^b 166.03 ^A	^a 172.34 ^A
STN 7	^d 159.19 ^A	^{cd} 162.03 ^A	^{bc} 163.53 ^A	^b 166.46 ^A	^a 172.15 ^A

Karadeniz'in anoksik su kütlelerinde baskın bir bileşik olan hidrojen sülfürün tüm istasyonlarda mevsimsel değişimini gösteren değerler Tablo 3.11'de verilmiştir. Tablo 3.11 incelendiğinde ölçüm yapılan dönemlerde yüzey ve 75 m'de hidrojen sülfür konsantrasyonunun 0.10 mg/L den düşük, 150 m'de ise Kış 1994'te 0.29 mg/L, Yaz 1994'te 0.49 mg/L, Sonbahar 2002'de 0.10 mg/L, Yaz 2003'te 0.29 mg/L, Yaz 2004'te 0.21 mg/L ve Sonbahar 2004'te 0.27 mg/L olduğu saptanmıştır. 200 ve 350 m derinliklerde ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin mevsimsel değişiminin istatistiksel olarak önemli olduğu belirlenmiştir. Özellikle 200 m derinlikten sonra hidrojen sülfür konsantrasyonunun belirgin bir artış gösterdiği ve Sonbahar 1994'te 350 m derinlikte 3.33 mg/L'ye ulaştığı tespit edilmiştir.

Mevsimsel olarak ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin ortalaması alınarak, uzaysal dağılımı belirlenen hidrojen sülfür değerlerinin 150 m derinlikten sonra arttığı ve bu artışın istatistiksel olarak önemli ($p < 0.05$) olduğu saptanmıştır (Tablo 12). Tüm istasyonlarda yüzey ve 75 m derinliklerde ölçülen hidrojen sülfür değerleri < 0.10 mg/L olarak belirlenirken, en yüksek değerlerin 350 m derinlikte ölçüldüğü tespit edilmiştir (Ek Şekil 6). Hidrojen sülfür değerlerinin 7 istasyon ve bu istasyonlara ait derinliklerde alansal dağılımının önemli olmadığı saptanmıştır (Tablo 12).

Tablo 3.11. Çalışma sahasında ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Hidrojen Sülfür (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.62 ^{DEFGHI}	2.37 ^{FGHI}
Sonbahar - 93	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.93 ^{BC}	2.65 ^{CDE}
Kış - 94	< 0.10	< 0.10	0.29 ^{BC}	0.78 ^{CDE}	2.52 ^{EFG}
İlkbahar - 94	< 0.10	< 0.10	< 0.10	1.02 ^B	2.82 ^{CDE}
Yaz - 94	< 0.10	< 0.10	0.49 ^A	1.32 ^A	3.21 ^{AB}
Sonbahar - 94	< 0.10	< 0.10	< 0.10	1.26 ^A	3.33 ^A
İlkbahar - 95	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.40 ^{IJKL}	2.29 ^{FGHI}
Yaz - 95	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	1.70 ^L
Kış - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.50 ^{FGHIJKL}	1.88 ^{JKL}
İlkbahar - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.38 ^{JKLM}	1.70 ^L
Yaz - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.46 ^{GHIJKL}	2.27 ^{FGHI}
Sonbahar -02	< 0.10	< 0.10	0.10 ^C	0.55 ^{EFGHIJ}	2.20 ^{FGHIJK}
Kış - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.54 ^{FGHIJK}	1.80 ^{KL}
İlkbahar - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.51 ^{FGHIJK}	2.34 ^{FGHI}
Yaz - 03	< 0.10	< 0.10	0.29 ^B	0.86 ^{BC}	2.61 ^{DEF}
Sonbahar - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.46 ^{HIJKL}	2.37 ^{FGHI}
Kış - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.10 ^{MN}	2.18 ^{FGHIJK}
İlkbahar - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.44 ^{GHIJKL}	2.11 ^{HIJK}
Yaz - 04	< 0.10	< 0.10	0.21 ^{BC}	0.38 ^{JKLM}	2.39 ^{FGHI}
Sonbahar - 04	< 0.10	< 0.10	0.27 ^B	0.79 ^{BCD}	2.25 ^{FGHIJ}
İlkbahar - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.48 ^{GHIJKL}	2.03 ^{IJKL}
Yaz - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.72 ^{CDEF}	2.94 ^{ABCD}
Sonbahar - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.68 ^{CDEFG}	3.16 ^{ABC}
Kış - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.10 ^{MN}	2.53 ^{DEFGH}
İlkbahar - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.28 ^{LMN}	2.15 ^{GHIJK}
Yaz - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	0.66 ^{CDEFGH}	2.83 ^{BCDE}

Tablo 3.12. Çalışmada ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Hidrojen Sülfür (mg/L)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	< 0.10	< 0.10	^b 0.29 ^A	^a 0.70 ^A	-
STN 2	< 0.10	< 0.10	^b 0.26 ^A	^b 0.62 ^A	^a 2.24 ^A
STN 3	< 0.10	< 0.10	^c 0.26 ^A	^b 0.53 ^A	^a 2.43 ^A
STN 4	< 0.10	< 0.10	^b 0.29 ^A	^b 0.62 ^A	^a 2.47 ^A
STN 5	< 0.10	< 0.10	^b 0.33 ^A	^b 0.70 ^A	^a 2.33 ^A
STN 6	< 0.10	< 0.10	^b 0.50 ^A	^b 0.60 ^A	^a 2.44 ^A
STN 7	< 0.10	< 0.10	^b 0.28 ^A	^b 0.57 ^A	^a 2.49 ^A

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait bakır ve çinko zenginleştirme tesisinden gelen atık suyun deşarj edildiği çalışma alanında farklı 7 istasyon ve bu istasyonlara ait 5 derinlikten alınan su örneklerinde ölçülen arsenik değerleri Tablo 3.13'te gösterilmiştir. Arsenik konsantrasyonunun yüzey suyundaki mevsimsel değişimi incelendiğinde, en düşük değer Sonbahar 2005'te <0.1 µg/L, en yüksek değer ise İlkbahar 1995'te 0.76 µg/L olarak bulunmuştur. Çalışma süresince 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde arsenik miktarının sırasıyla <0.1-1.40 µg/L, 0.20-5.45 µg/L, 0.65-6.95 µg/L , 0.57-7.32 µg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Arsenik değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu saptanmıştır (p<0.05).

İstasyonlara göre arsenik değerlerinin dağılımı incelendiğinde, yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde sırasıyla arsenik konsantrasyonunun 0.24-0.31 µg/L, 0.36-0.42 µg/L, 0.98-1.34 µg/L, 1.76-2.74 µg/L, 2.63-3.32 µg/L arasında değiştiği saptanmıştır (Tablo 3.14, Ek Şekil 7). 200 m derinlikte ölçülen arsenik değerlerinin alansal değişiminin önemli olduğu (p<0.05), diğer derinliklerde ise arsenik miktarının alansal değişiminin önemli olmadığı tespit edilmiştir. Her bir istasyonda farklı beş derinlikte ölçülen arsenik değerlerinin yüzeyden derinliğe gidildikçe arttığı ve bu artışın istatistiksel olarak önemli (p<0.05) olduğu saptanmıştır (Tablo 3.14).

Tablo 3.13. Çalışma sahasında ölçülen arsenik değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Arsenik ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	0.40 ^{DEF}	0.02 ^I	0.44 ^{FG}	0.75 ^J	0.57 ^I
Sonbahar - 93	0.35 ^{EFG}	0.86 ^B	3.48 ^B	6.34 ^A	3.88 ^D
Kış - 94	0.57 ^{BC}	0.58 ^C	1.95 ^{CD}	5.25 ^B	4.14 ^{CD}
İlkbahar - 94	0.36 ^{EFG}	0.46 ^D	1.00 ^{EFG}	2.40 ^{DEF}	2.48 ^{EF}
Yaz - 94	0.44 ^{CDE}	0.54 ^{CD}	1.74 ^{CDE}	2.89 ^{CD}	2.13 ^{EFGH}
Sonbahar - 94	0.60 ^B	1.40 ^A	5.45 ^A	6.95 ^A	7.32 ^A
İlkbahar - 95	0.76 ^A	0.88 ^B	2.20 ^C	3.32 ^C	4.61 ^C
Yaz - 95	0.33 ^{EFGH}	0.81 ^B	2.03 ^{CD}	2.87 ^{CD}	5.74 ^B
Kış - 02	0.14 ^{JKL}	0.17 ^{GHI}	0.55 ^{FG}	1.72 ^{EFG}	2.26 ^{EF}
İlkbahar - 02	0.27 ^{GHIJ}	0.23 ^{EFGH}	0.65 ^{FG}	1.78 ^{EFG}	2.43 ^{EF}
Yaz - 02	0.20 ^{HIJKL}	0.28 ^{EFG}	0.76 ^{FG}	1.4 ^{GHI}	2.04 ^{EFGH}
Sonbahar -02	0.70 ^{AB}	0.30 ^E	1.22 ^{DEF}	1.74 ^{EFG}	2.32 ^{EFG}
Kış - 03	0.28 ^{Fghi}	0.24 ^{EFGH}	0.58 ^{FG}	0.94 ^{GH}	2.62 ^E
İlkbahar - 03	0.28 ^{Fghi}	0.24 ^{EFGH}	0.58 ^{FG}	1.52 ^{GH}	2.62 ^E
Yaz - 03	0.14 ^K	0.18 ^{Fghi}	0.95 ^{EFG}	1.32 ^{GHI}	1.84 ^{FGH}
Sonbahar - 03	0.16 ^{IJKL}	0.31 ^E	0.78 ^{FG}	1.54 ^{GH}	2.32 ^{EFG}
Kış - 04	0.15 ^{IJKL}	0.19 ^{Fghi}	0.59 ^{FG}	1.69 ^{FG}	2.25 ^{EFG}
İlkbahar - 04	0.18 ^{IJKL}	0.24 ^{EFGH}	0.66 ^{FG}	1.62 ^{FGH}	2.36 ^{EF}
Yaz - 04	0.13 ^{KL}	0.16 ^{HI}	0.61 ^{FG}	1.02 ^{GHIJ}	1.45 ^H
Sonbahar - 04	0.14 ^K	0.28 ^{EF}	0.71 ^{FG}	1.28 ^{GHI}	1.80 ^{FGH}
İlkbahar - 05	0.13 ^{KL}	0.25 ^{EFGH}	0.50 ^{FG}	1.58 ^{GH}	1.96 ^{EFGH}
Yaz - 05	0.50 ^{BCD}	0.82 ^B	1.82 ^{CDE}	2.49 ^{DE}	3.58 ^D
Sonbahar - 05	< 0.10 ^L	< 0.10 ^I	0.20 ^G	1.56 ^{GH}	2.15 ^{EFGH}
Kış - 06	0.13 ^{IJKL}	0.18 ^{EFGHI}	0.22 ^G	0.65 ^{IJ}	2.37 ^{EF}
İlkbahar - 06	0.24 ^{GHIJK}	0.22 ^{EFGH}	0.46 ^{FG}	1.14 ^{GHIJ}	1.55 ^{GH}
Yaz - 06	0.16 ^{IJKL}	0.20 ^{EFGHI}	0.42 ^{FG}	0.87 ^{HIJ}	1.88 ^{EFGH}

Tablo 3.14. Çalışmada ölçülen arsenik değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Arsenik ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^c 0.24 ^A	^c 0.36 ^A	^b 0.98 ^A	^a 1.85 ^{AB}	-
STN 2	^d 0.28 ^A	^{cd} 0.42 ^A	^c 1.08 ^A	^b 1.76 ^B	^a 3.14 ^A
STN 3	^d 0.26 ^A	^d 0.38 ^A	^c 1.09 ^A	^b 1.96 ^{AB}	^a 3.32 ^A
STN 4	^c 0.28 ^A	^{bc} 0.41 ^A	^b 1.07 ^A	^a 2.36 ^{AB}	^a 2.81 ^A
STN 5	^c 0.31 ^A	^c 0.41 ^A	^b 1.30 ^A	^a 2.23 ^{AB}	^a 2.63 ^A
STN 6	^c 0.27 ^A	^c 0.42 ^A	^b 1.31 ^A	^a 2.40 ^{AB}	^a 2.72 ^A
STN 7	^c 0.26 ^A	^c 0.39 ^A	^b 1.34 ^A	^a 2.74 ^A	^a 2.83 ^A

Çalışmada ölçülen cıva değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.15’de verilmiştir. Yüzey suyunda en yüksek cıva değeri Yaz 1993’de 1.36 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Cıva konsantrasyonunun 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde sırasıyla <0.1-0.45 $\mu\text{g/L}$, <0.1-0.45 $\mu\text{g/L}$, <0.1-0.64 $\mu\text{g/L}$ ve <0.1-0.79 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği belirlenmiştir. Cıva değerlerinde görülen mevsimsel değişimin hangi dönemler arasında istatistiksel olarak farklı olduğu Tablo 3.15’de gösterilmiştir.

İstasyonlarda, mevsimsel olarak yapılan ölçümlerin ortaması alındığında yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde sırasıyla cıva konsantrasyonunun 0.12-0.39 $\mu\text{g/L}$, 0.10-0.15 $\mu\text{g/L}$, 0.11-0.16 $\mu\text{g/L}$, 0.10-0.18 $\mu\text{g/L}$, 0.12-0.29 $\mu\text{g/L}$ aralıklarında değiştiği saptanmıştır (Ek Şekil 8). Bu çalışmada cıva miktarının alansal ve derinliğe göre dağılımının düzensiz olduğu ve değişimin her iki boyut için de önemli olmadığı tespit edilmiştir (Tablo 3.16).

Tablo 3.15. Çalışma sahasında ölçülen cıva değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Cıva ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	1.36 ^A	0.24 ^B	0.39 ^A	0.50 ^{AB}	0.12 ^C
Sonbahar - 93	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Kış - 94	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 94	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 94	< 0.10	< 0.10	0.11 ^B	0.12 ^C	0.10 ^C
Sonbahar - 94	0.31 ^B	0.26 ^B	0.19 ^B	0.15 ^C	0.21 ^B
İlkbahar - 95	0.40 ^B	0.36 ^{AB}	0.38 ^A	0.35 ^B	0.36 ^B
Yaz - 95	0.51 ^B	0.45 ^A	0.45 ^A	0.64 ^A	0.79 ^A
Kış - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Sonbahar -02	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Kış - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Sonbahar - 03	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Kış - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Sonbahar - 04	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Sonbahar - 05	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Kış - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
İlkbahar - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
Yaz - 06	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10

Tablo 3.16. Çalışmada ölçülen cıva değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Cıva ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 0.23 ^A	^a 0.15 ^A	^a 0.14 ^A	^a 0.17 ^A	-
STN 2	^a 0.14 ^A	^a 0.13 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.18 ^A	^a 0.19 ^A
STN 3	^a 0.13 ^A	^a 0.15 ^A	^a 0.16 ^A	^a 0.18 ^A	^a 0.29 ^A
STN 4	^a 0.39 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.10 ^A	^a 0.12 ^A
STN 5	^a 0.14 ^A	^a 0.10 ^A	^a 0.11 ^A	^a 0.10 ^A	^a 0.12 ^A
STN 6	^a 0.12 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.15 ^A	^a 0.13 ^A
STN 7	^a 0.13 ^A	^a 0.15 ^A	^a 0.15 ^A	^a 0.14 ^A	^a 0.14 ^A

Toksik metallerden biri olan kurşun konsantrasyonunun Yaz 1993-Yaz 1995, Kış 2002-Yaz 2006 tarihleri arasındaki mevsimsel değişimi Tablo 3.17’de sunulmuştur. Tablo 3.17 incelendiğinde yüzeyde en düşük kurşun değerinin Sonbahar 2004’te 0.25 $\mu\text{g/L}$, en yüksek değer ise Sonbahar 1993’de 3.07 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçüldüğü görülmektedir. Kurşun miktarının ölçüm yapılan tüm mevsimlerde 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde sırasıyla 0.26-15.4 $\mu\text{g/L}$, 0.24-17.83 $\mu\text{g/L}$, 0.32-3.16 $\mu\text{g/L}$, 0.05-2.55 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği saptanmıştır. Yüzey, 200 m ve 350 m derinlikte ölçülen kurşun değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu belirlenmiştir ($p < 0.05$). Ancak 75 m ve 150 m derinliklerde Sonbahar 1993 ile diğer dönemler arasında kurşun konsantrasyonu farkı önemlilik gösterirken ($p < 0.05$), bu dönemin dışındaki mevsimler arasındaki farkın önemsiz olduğu bulunmuştur.

Bölgede ölçülen kurşun değerlerinin uzaysal dağılımı incelendiğinde, en yüksek değer STN 2 istasyonuna ait 150 m derinlikte 4.25 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçüldüğü görülmektedir (Ek Şekil 9). Yüzey, 200 ve 350 m derinliklerde ölçülen kurşun değerleri arasında alansal fark önemli bulunmazken, 75 ve 150 m derinliklerde bazı istasyonlar arasındaki kurşun değerleri farkının önemli olduğu saptanmıştır. Kurşun konsantrasyonunun derinliğe göre değişiminin bazı istasyonlarda (STN 1, STN 2, STN 3, STN 4) önemli olduğu ($p < 0.05$), bazılarında ise önemli olmadığı tespit edilmiştir (Tablo 3.18).

Tablo 3.17. Çalışma sahasında ölçülen kurşun değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Kurşun ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	1.64 ^{BC}	1.91 ^B	1.63 ^B	1.71 ^B	1.60 ^B
Sonbahar - 93	3.07 ^A	15.4 ^A	17.83 ^A	3.16 ^A	2.55 ^A
Kış - 94	1.86 ^B	1.75 ^B	1.19 ^B	0.72 ^{CDE}	0.88 ^C
İlkbahar - 94	1.01 ^{DEF}	1.21 ^B	1.34 ^B	1.52 ^{BC}	0.44 ^C
Yaz - 94	1.26 ^{CDE}	1.02 ^B	0.85 ^B	0.69 ^{DE}	0.48 ^C
Sonbahar - 94	1.62 ^{BC}	1.22 ^B	0.71 ^B	0.71 ^{BCDE}	1.08 ^{BC}
İlkbahar - 95	1.38 ^{BCD}	1.04 ^B	0.92 ^B	0.57 ^{DE}	0.42 ^{BC}
Yaz - 95	1.15 ^{CDEF}	0.86 ^B	0.65 ^B	0.70 ^{DE}	0.05 ^C
Kış - 02	0.50 ^{GHI}	0.36 ^B	0.40 ^B	0.49 ^{DE}	0.47 ^C
İlkbahar - 02	0.45 ^{GHI}	0.54 ^B	0.50 ^B	0.45 ^{DE}	0.43 ^C
Yaz - 02	0.95 ^{DEFG}	1.02 ^B	0.89 ^B	0.74 ^{DE}	0.86 ^C
Sonbahar -02	0.77 ^{EFGH}	0.78 ^B	1.14 ^B	1.12 ^{BCD}	0.82 ^C
Kış - 03	0.82 ^{EFGH}	0.93 ^B	0.99 ^B	1.02 ^{BCDE}	0.97 ^{BC}
İlkbahar - 03	0.53 ^{GHI}	0.49 ^B	0.60 ^B	0.75 ^{DE}	0.58 ^C
Yaz - 03	0.82 ^{EFGH}	0.79 ^B	0.83 ^B	0.88 ^{CDE}	0.87 ^{BC}
Sonbahar - 03	0.49 ^{GHI}	0.41 ^B	0.43 ^B	0.43 ^{DE}	0.48 ^C
Kış - 04	0.57 ^{GHI}	0.45 ^B	0.49 ^B	0.51 ^{DE}	0.38 ^C
İlkbahar - 04	0.91 ^{DEFG}	0.52 ^B	0.41 ^B	0.45 ^{DE}	0.52 ^C
Yaz - 04	0.73 ^{FGHI}	0.65 ^B	0.58 ^B	0.42 ^{DE}	0.26 ^C
Sonbahar - 04	0.25 ^I	0.28 ^B	0.30 ^B	0.32 ^E	0.45 ^C
İlkbahar - 05	0.65 ^{FGHI}	0.52 ^B	0.56 ^B	0.66 ^{DE}	0.58 ^C
Yaz - 05	0.74 ^{FGHI}	0.75 ^B	0.65 ^B	0.63 ^{DE}	0.97 ^{BC}
Sonbahar - 05	0.56 ^{GHI}	0.63 ^B	0.67 ^B	0.69 ^{DE}	1.03 ^{BC}
Kış - 06	0.34 ^{HI}	0.26 ^B	0.24 ^B	0.32 ^E	0.57 ^C
İlkbahar - 06	0.48 ^{GHI}	0.36 ^B	0.42 ^B	0.46 ^{DE}	0.42 ^C
Yaz - 06	0.46 ^{GHI}	0.48 ^B	0.47 ^B	0.47 ^{DE}	0.79 ^C

Tablo 3.18. Çalışmada ölçülen kurşun değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Kurşun ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 1.17 ^A	^{ab} 0.93 ^B	^{ab} 0.89 ^B	^{ab} 0.85 ^A	-
STN 2	^b 0.85 ^A	^b 0.97 ^B	^a 4.25 ^A	^b 0.82 ^A	^b 0.59 ^A
STN 3	^c 0.90 ^A	^a 3.36 ^A	^b 1.60 ^{AB}	^b 1.00 ^A	^b 1.49 ^A
STN 4	^b 0.81 ^A	^a 1.59 ^{AB}	^b 0.82 ^B	^b 0.88 ^A	^b 0.68 ^A
STN 5	^a 1.13 ^A	^a 0.81 ^B	^a 0.70 ^B	^a 0.64 ^A	^a 0.74 ^A
STN 6	^a 0.78 ^A	^a 0.78 ^B	^a 0.67 ^B	^a 0.78 ^A	^a 0.72 ^A
STN 7	^a 0.82 ^A	^a 0.79 ^B	^a 0.68 ^B	^a 0.65 ^A	^a 0.79 ^A

İlkbahar 1994'te yüzey suyunda $<0.03 \mu\text{g/L}$ olan kadmiyum konsantrasyonunun Yaz 1995 döneminde $0.80 \mu\text{g/L}$ olduğu belirlenmiştir. 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde en düşük kadmiyum değerleri $<0.03 \mu\text{g/L}$ olarak belirlenirken en yüksek değerler ise sırasıyla $0.29 \mu\text{g/L}$, $0.29 \mu\text{g/L}$, $0.31 \mu\text{g/L}$ ve $0.41 \mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir. Kadmiyum konsantrasyonunun mevsimsel değişiminin önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$), (Tablo 3.19).

Mevsimsel olarak ölçülen kadmiyum değerlerinin ortalaması alınarak 7 istasyon ve bu istasyonlara ait 5 derinlik için elde edilen değerler Tablo 3.20 ve Ek Şekil 10'da gösterilmiştir. Tablo 3.20 incelendiğinde en yüksek kadmiyum değerinin yüzeyde STN 1 istasyonunda $0.37 \mu\text{g/L}$ olarak ölçüldüğü görülmektedir. Kadmiyum değerlerinin alansal dağılımı incelendiğinde yüzeyde STN 1 ile diğer istasyonlar, 75 m derinlikte ise tüm istasyonlar arası farkın önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$). Ancak 150, 200, 350 m derinliklerde istasyonlar arası farkın önemli olmadığı tespit edilmiştir. STN 1 ve STN 2 istasyonlarında ölçülen arsenik değerlerinin bazı derinlikler arası değişimi önemli bulunurken ($p<0.05$), diğer istasyonlarda bu varyasyonun önemsiz olduğu saptanmıştır (Tablo 3.20).

Tablo 3.19. Çalışma sahasında ölçülen kadmiyum değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Kadmiyum ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	0.28 ^{BCD}	0.07 ^{FGH}	0.08 ^{EF GH}	0.11 ^{DEFGHI}	0.21 ^{BCD}
Sonbahar - 93	0.15 ^{CDE}	0.08 ^{EF GH}	0.04 ^{FGH}	0.08 ^{FGHI}	0.04 ^G
Kış - 94	0.09 ^{DE}	0.07 ^{FGH}	0.04 ^{GH}	0.04 ^{HI}	0.03 ^G
İlkbahar - 94	<0.03 ^E	<0.03 ^H	<0.03 ^H	<0.03 ^I	<0.03 ^G
Yaz - 94	0.27 ^{BCD}	0.06 ^{GH}	<0.03 ^H	<0.03 ^I	<0.03 ^G
Sonbahar - 94	0.46 ^B	0.10 ^{DEFGH}	0.21 ^{AB}	0.13 ^{CDEFG}	0.10 ^{EF G}
İlkbahar - 95	0.13 ^{CDE}	0.07 ^{FGH}	0.03 ^H	<0.03 ^I	<0.03 ^G
Yaz - 95	0.80 ^A	0.22 ^{ABC}	0.10 ^{CDEFGH}	0.08 ^{FGHI}	<0.03 ^G
Kış - 02	0.27 ^{BCD}	0.19 ^{ABCD}	0.20 ^{ABC}	0.18 ^{BCD}	0.22 ^{BC}
İlkbahar - 02	0.28 ^{BCD}	0.27 ^{AB}	0.29 ^A	0.31 ^A	0.39 ^A
Yaz - 02	0.31 ^{BC}	0.29 ^A	0.29 ^A	0.30 ^A	0.35 ^A
Sonbahar -02	0.13 ^{CDE}	0.12 ^{CDEFGH}	0.12 ^{BCDEFGH}	0.11 ^{DEFGH}	0.16 ^{BCDEF}
Kış - 03	0.16 ^{CDE}	0.13 ^{CDEFGH}	0.12 ^{BCDEFGH}	0.11 ^{DEFGH}	0.16 ^{BCDEF}
İlkbahar - 03	0.19 ^{CDE}	0.18 ^{ABCDE}	0.17 ^{BCDE}	0.22 ^B	0.21 ^{BCDE}
Yaz - 03	0.20 ^{CDE}	0.22 ^{ABC}	0.20 ^{AB}	0.23 ^{AB}	0.24 ^B
Sonbahar - 03	0.10 ^{CDE}	0.11 ^{CDEFGH}	0.09 ^{DEFGH}	0.10 ^{EF GHI}	0.10 ^{DEFG}
Kış - 04	0.11 ^{CDE}	0.12 ^{CDEFGH}	0.11 ^{BCDEFGH}	0.10 ^{EF GHI}	0.11 ^{CDEFG}
İlkbahar - 04	0.23 ^{BCDE}	0.19 ^{ABCD}	0.14 ^{BCDEFG}	0.12 ^{DEFG}	0.10 ^{CDEFG}
Yaz - 04	0.15 ^{CDE}	0.13 ^{CDEFGH}	0.11 ^{BCDEFGH}	0.08 ^{FGHI}	0.07 ^{FG}
Sonbahar - 04	0.18 ^{CDE}	0.16 ^{BCDEFG}	0.15 ^{BCDEF}	0.15 ^{BCDEF}	0.13 ^{BCDEFG}
İlkbahar - 05	0.11 ^{CDE}	0.10 ^{DEFGH}	0.11 ^{BCDEFGH}	0.11 ^{DEFGH}	0.10 ^{DEFG}
Yaz - 05	0.26 ^{BCD}	0.27 ^{AB}	0.18 ^{BCD}	0.21 ^{BC}	0.41 ^A
Sonbahar - 05	0.15 ^{CDE}	0.11 ^{DEFGH}	0.07 ^{FGH}	0.06 ^{GHI}	0.06 ^{FG}
Kış - 06	0.16 ^{CDE}	0.07 ^{FGH}	0.07 ^{EF GH}	0.07 ^{GHI}	0.06 ^{FG}
İlkbahar - 06	0.28 ^{BCD}	0.17 ^{BCDEFG}	0.16 ^{BCDEF}	0.16 ^{BCDE}	0.24 ^B
Yaz - 06	0.20 ^{CDE}	0.18 ^{ABCDEF}	0.14 ^{BCDEFG}	0.13 ^{CDEFG}	0.13 ^{BCDEFG}

Tablo 3.20. Çalışmada ölçülen kadmiyum değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Kadmiyum ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 0.37 ^A	^b 0.17 ^{AB}	^b 0.15 ^A	^b 0.16 ^A	-
STN 2	^a 0.21 ^B	^{ab} 0.19 ^A	^b 0.12 ^A	^b 0.11 ^A	^b 0.10 ^A
STN 3	^a 0.17 ^B	^a 0.12 ^B	^a 0.12 ^A	^a 0.11 ^A	^a 0.09 ^A
STN 4	^a 0.21 ^B	^a 0.13 ^{AB}	^a 0.12 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.14 ^A
STN 5	^a 0.22 ^B	^a 0.12 ^B	^a 0.12 ^A	^a 0.13 ^A	^a 0.14 ^A
STN 6	^a 0.18 ^B	^a 0.13 ^{AB}	^a 0.12 ^A	^a 0.13 ^A	^a 0.14 ^A
STN 7	^a 0.15 ^B	^a 0.14 ^{AB}	^a 0.14 ^A	^a 0.12 ^A	^a 0.17 ^A

Çalışmada ölçülen mangan değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.21’de belirtilmiştir. Yüzey suyunda en yüksek mangan değeri Yaz 2004 döneminde 11.78 $\mu\text{g/L}$, en düşük değer ise İlkbahar 1995’te 1.46 $\mu\text{g/L}$ olarak bulunmuştur. Mangan konsantrasyonunun 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerdeki minimum değerleri sırasıyla 1.23 $\mu\text{g/L}$, 1.73 $\mu\text{g/L}$, 95.28 $\mu\text{g/L}$, 126.15 $\mu\text{g/L}$, maksimum değerleri ise sırasıyla 12.74 $\mu\text{g/L}$, 395.74 $\mu\text{g/L}$, 510.99 $\mu\text{g/L}$, 571.60 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Yüzey, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde ölçülen mangan değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu tespit edilmiştir. 75 m derinlikte ise mangan değerlerinin mevsimsel değişiminin sadece bazı dönemler arası önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$), (Tablo 3.21).

Mangan değerlerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde, bu değerlerin sırasıyla 3.49-6.49 $\mu\text{g/L}$, 2.48-7.16, 75.03-112.36 $\mu\text{g/L}$, 249.84-292.55 $\mu\text{g/L}$ ve 281.14-313.10 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği belirlenmiştir (Tablo 3.22, Ek Şekil 11). Mangan konsantrasyonunun yüzey ve 75 m’deki alansal dağılımı önemli ($p<0.05$) bulunurken, diğer derinliklerdeki alansal varyasyonun önemli olmadığı saptanmıştır. Ölçüm yapılan 7 istasyonda da mangan değerlerinin 150 m derinlikten sonra belirgin bir şekilde arttığı ve mangan konsantrasyonunun derinlikle değişiminin önemli ($p<0.05$) olduğu belirlenmiştir (Tablo 3.22).

Tablo 3.21. Çalışma sahasında ölçülen mangan değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Mangan ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	7.75 ^{BCD}	5.80 ^{AB}	395.74 ^A	510.99 ^A	571.60 ^A
Sonbahar - 93	6.09 ^{DEF}	4.01 ^B	74.49 ^{FGH}	236.15 ^J	264.74 ^{FGH}
Kış - 94	6.99 ^{CDE}	7.69 ^{AB}	95.14 ^{DEF}	235.44 ^J	303.08 ^{DEF}
İlkbahar - 94	9.57 ^{ABC}	7.60 ^{AB}	45.20 ^{FGHIJ}	304.34 ^{DEFGHI}	366.73 ^C
Yaz - 94	5.73 ^{DEF}	4.95 ^B	53.77 ^{FGHIJ}	442.29 ^B	470.50 ^B
Sonbahar - 94	4.74 ^{FGH}	4.90 ^B	164.43 ^C	379.43 ^C	334.00 ^{CD}
İlkbahar - 95	1.46 ^J	12.74 ^A	1.73 ^J	111.29 ^K	126.15 ^I
Yaz - 95	2.90 ^{HIJ}	1.36 ^B	26.07 ^{HIJ}	135.86 ^K	139.83 ^I
Kış - 02	3.39 ^{FGHIJ}	3.57 ^B	79.85 ^{FGH}	313.85 ^{DEFG}	275.66 ^{FGH}
İlkbahar - 02	3.48 ^{FGHIJ}	2.93 ^B	83.71 ^{EFG}	342.71 ^{CDE}	320.66 ^{CDE}
Yaz - 02	1.56 ^J	3.06 ^B	89.85 ^{DEF}	289.85 ^{FGHIJ}	261.16 ^{FGH}
Sonbahar -02	1.97 ^{IJ}	1.77 ^B	141.71 ^{CD}	281.85 ^{FGHIJ}	245.00 ^{FGH}
Kış - 03	2.93 ^{GHIJ}	2.75 ^B	12.06 ^{IJ}	237.57 ^J	227.25 ^H
İlkbahar - 03	5.90 ^{DEF}	5.28 ^B	7.21 ^J	276.85 ^{GHIJ}	297.25 ^{DEFG}
Yaz - 03	5.20 ^{DEFGH}	5.39 ^B	292.71 ^B	355.42 ^{CDEF}	287.75 ^{DEFGH}
Sonbahar - 03	3.83 ^{FGHIJ}	3.38 ^B	67.57 ^{FGHI}	340.00 ^{CDEF}	309.75 ^{CDEF}
Kış - 04	3.73 ^{FGHIJ}	3.61 ^B	3.23 ^J	143.28 ^K	298.00 ^{DEFG}
İlkbahar - 04	10.21 ^{AB}	2.01 ^B	3.44 ^J	234.57 ^J	274.50 ^{DEFGH}
Yaz - 04	11.78 ^A	4.14 ^B	273.00 ^B	315.00 ^{DEFG}	291.00 ^{DEFGH}
Sonbahar - 04	6.60 ^{DE}	3.62 ^B	264.00 ^B	312.28 ^{DEFGH}	259.50 ^{FGH}
İlkbahar - 05	5.62 ^{DEFG}	1.23 ^B	30.38 ^{GHIJ}	255.00 ^{HIJ}	233.75 ^{GH}
Yaz - 05	5.77 ^{DEF}	1.60 ^B	91.57 ^{DEF}	270.85 ^{GHIJ}	286.25 ^{DEFGH}
Sonbahar - 05	4.47 ^{FGHI}	5.14 ^B	68.28 ^{FGHI}	358.28 ^{CD}	312.50 ^{CDEF}
Kış - 06	3.61 ^{FGHIJ}	3.95 ^B	5.97 ^J	95.28 ^K	267.50 ^{FGH}
İlkbahar - 06	6.92 ^{CDE}	5.22 ^B	8.67 ^J	247.71 ^{IJ}	235.25 ^{GH}
Yaz - 06	6.60 ^{DE}	1.90 ^B	127.52 ^{CDE}	296.85 ^{FGHI}	245.25 ^{FGH}

Tablo 3.22. Çalışmada ölçülen mangan değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Mangan ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^c 3.58 ^B	^c 2.48 ^B	^b 92.34 ^A	^a 273.26 ^A	-
STN 2	^d 3.49 ^B	^d 3.01 ^B	^c 75.03 ^A	^b 249.84 ^A	^a 313.10 ^A
STN 3	^c 5.83 ^A	^c 3.50 ^B	^b 97.79 ^A	^a 288.61 ^A	^a 304.17 ^A
STN 4	^c 6.01 ^A	^c 7.16 ^A	^b 94.66 ^A	^a 290.37 ^A	^a 292.20 ^A
STN 5	^c 6.13 ^A	^c 4.63 ^{AB}	^b 112.36 ^A	^a 292.55 ^A	^a 285.17 ^A
STN 6	^c 6.49 ^A	^c 4.02 ^{AB}	^b 89.43 ^A	^a 290.74 ^A	^a 281.14 ^A
STN 7	^c 5.83 ^A	^c 4.71 ^{AB}	^b 103.81 ^A	^a 281.08 ^A	^a 298.02 ^A

Oligo elementlerden olan demir değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.23'te gösterilmiştir. En yüksek demir değeri İlkbahar 1995'te 75 m derinlikte 44.49 $\mu\text{g/L}$, en küçük değer ise İlkbahar 2004'te 150 m derinlikte 2.11 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür. Demir değerlerinin yüzey suyunda mevsimsel dağılımı incelendiğinde en yüksek değer Kış 2006'da 25.25 $\mu\text{g/L}$ ve en düşük değer Kış 2003'te 5.10 $\mu\text{g/L}$ olduğu görülmektedir. Yüzey, 75, 150, 200 ve 350 m derinliklerde demir değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu belirlenmiştir ($p < 0.05$).

Çalışmada ölçülen demir değerlerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde en yüksek konsantrasyonun STN 1 istasyonunda yüzey suyunda 19.69 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçüldüğü görülmektedir. En düşük değer ise STN 3 istasyonunda 75 m derinlikte 7.34 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Tablo 3.24, Ek Şekil 12). Yüzey, 75 ve 150 m derinliklerde ölçülen demir değerlerinin istasyonlara göre değişiminin önemli ($p < 0.05$) olduğu, ancak 200 ve 350 m'lerde bu değişimin önemli olmadığı belirlenmiştir. Demir değerlerinin tüm 7 istasyonda da derinliğe göre değişiminin önemli ($p < 0.05$) olduğu saptanmıştır (Tablo 3.24).

Tablo 3.23. Çalışma sahasında ölçülen demir değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Demir ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	6.76 ^{EFG}	6.02 ^{BC}	6.23 ^{HIJKL}	8.79 ^{GH}	9.12 ^{GH}
Sonbahar - 93	16.29 ^{ABCDEF}	24.81 ^{AB}	17.60 ^A	30.46 ^A	23.37 ^{ABCD}
Kış - 94	15.01 ^{ABCDEFG}	13.01 ^{BC}	11.74 ^{BCDE}	9.99 ^{FGH}	19.24 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 94	12.87 ^{BDEFG}	8.75 ^{BC}	11.54 ^{BCDEF}	18.99 ^{BCDEF}	18.67 ^{ABCDEFG}
Yaz - 94	14.58 ^{ABCDEFG}	15.57 ^{BC}	13.63 ^{ABC}	19.81 ^{BCDE}	20.43 ^{ABCDE}
Sonbahar - 94	5.32 ^{FG}	3.36 ^C	6.52 ^{GHIJK}	7.40 ^H	6.43 ^H
İlkbahar - 95	13.50 ^{BCDEFG}	44.49 ^A	7.47 ^{FHIJK}	19.11 ^{BCDE}	17.63 ^{ABCDEFG}
Yaz - 95	8.00 ^{DEFG}	2.67 ^C	3.42 ^{KL}	12.25 ^{EFGH}	14.61 ^{CDEFGH}
Kış - 02	6.77 ^{EFG}	6.06 ^{BC}	6.93 ^{GHIJK}	11.34 ^{EFGH}	8.91 ^{GH}
İlkbahar - 02	7.30 ^{EFG}	5.31 ^{BC}	5.40 ^{IJKL}	8.50 ^H	6.49 ^H
Yaz - 02	8.92 ^{DEFG}	7.39 ^{BC}	8.58 ^{DEFGHIJ}	13.15 ^{DEFGH}	14.75 ^{CDEFGH}
Sonbahar -02	5.84 ^{EFG}	4.64 ^C	5.79 ^{IJKL}	11.50 ^{EFGH}	9.25 ^{FGH}
Kış - 03	5.10 ^G	5.69 ^{BC}	5.07 ^{JKL}	8.46 ^H	16.53 ^{ABCDEGH}
İlkbahar - 03	12.60 ^{BCDEFG}	7.54 ^{BC}	8.01 ^{EFGHIJ}	13.50 ^{DEFGH}	20.00 ^{ABCDEFG}
Yaz - 03	8.65 ^{DEFG}	5.00 ^{BC}	9.37 ^{DEFGHI}	18.42 ^{BCDEF}	13.65 ^{CDEFGH}
Sonbahar - 03	5.90 ^{EFG}	4.87 ^{BC}	4.66 ^{JKL}	12.40 ^{EFGH}	10.97 ^{EFGH}
Kış - 04	11.15 ^{CDEFG}	8.59 ^{BC}	8.12 ^{DEFGHIJ}	8.66 ^H	21.25 ^{ABCDEF}
İlkbahar - 04	20.72 ^{ABC}	2.68 ^C	2.11 ^L	9.21 ^{GH}	12.40 ^{DEFGH}
Yaz - 04	18.57 ^{ABCD}	18.71 ^{BC}	16.84 ^A	19.75 ^{BCDE}	24.75 ^{ABC}
Sonbahar - 04	23.71 ^{AB}	13.32 ^{BC}	14.17 ^{ABC}	22.14 ^{ABCD}	15.75 ^{ABCDEFGH}
İlkbahar - 05	15.71 ^{ABCDEFG}	8.34 ^{BC}	7.30 ^{GHIJK}	12.78 ^{EFGH}	13.15 ^{CDEFGH}
Yaz - 05	16.77 ^{ABCDE}	10.85 ^{BC}	12.27 ^{BCD}	17.71 ^{CDEFG}	19.50 ^{ABCDEFG}
Sonbahar - 05	16.9 ^{ABCDE}	8.48 ^{BC}	10.60 ^{CDEFG}	23.42 ^{ABC}	27.75 ^A
Kış - 06	25.25 ^A	14.78 ^{BC}	10.35 ^{CDEFGH}	10.82 ^{EFGH}	13.70 ^{CDEFGH}
İlkbahar - 06	23.42 ^{AB}	15.92 ^{BC}	9.27 ^{CDEFGHI}	14.95 ^{CDEFGH}	15.00 ^{BCDEFGH}
Yaz - 06	15.28 ^{ABCDEFG}	13.00 ^{BC}	15.00 ^{AB}	27.14 ^{AB}	27.00 ^{AB}

Tablo 3.24. Çalışmada ölçülen demir değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Demir ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 19.69 ^A	^b 13.95 ^{AB}	^b 12.43 ^A	^a 16.95 ^A	-
STN 2	^{ab} 15.88 ^{AB}	^{bc} 10.37 ^{AB}	^c 8.80 ^B	^{ab} 14.74 ^A	^a 19.37 ^A
STN 3	^a 13.07 ^{BC}	^b 7.34 ^B	^b 8.23 ^B	^a 14.61 ^A	^a 16.24 ^A
STN 4	^b 10.18 ^{BC}	^b 7.37 ^B	^b 7.90 ^B	^a 13.55 ^A	^a 13.82 ^A
STN 5	^{bc} 9.31 ^C	^{bc} 9.24 ^{AB}	^c 8.26 ^B	^b 13.19 ^A	^a 18.30 ^A
STN 6	^a 12.23 ^{BC}	^a 18.65 ^A	^b 9.68 ^{AB}	^a 16.83 ^A	^a 16.38 ^A
STN 7	^{abc} 11.29 ^{BC}	^c 8.37 ^{AB}	^{bc} 8.76 ^B	^a 15.29 ^A	^{ab} 13.37 ^A

Yaygın kullanım alanına sahip bakırın, çalışma alanında ölçülen değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 3.25'te verilmiştir. Maksimum bakır değeri İlkbahar 1994'te yüzey suyunda 11.55 $\mu\text{g/L}$, minimum bakır değeri ise Yaz 2004 döneminde 350 m derinlikte 0.21 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde ölçülen bakır değerlerinin zamansal değişiminin önemli olduğu tespit edilmiştir ($p < 0.05$).

Bakır değerlerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde yüzey, 75 m, 150 m ve 200 m derinliklerde en yüksek değerler STN 1 istasyonunda sırasıyla 5.27 $\mu\text{g/L}$, 3.39 $\mu\text{g/L}$, 3.55 $\mu\text{g/L}$ ve 2.86 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür. 350 m derinlikte ise en yüksek bakır değeri STN 2 istasyonunda 3.40 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. En düşük bakır miktarı yüzey suyunda STN 5'te 2.65 $\mu\text{g/L}$; 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m'lerde ise STN 7'de sırasıyla 1.91, 1.80, 1.93, 1.68 $\mu\text{g/L}$ olarak saptanmıştır (Tablo 3.26, Ek Şekil 13). Ölçüm yapılan tüm derinliklerde bakır değerlerinin istasyonlara göre değişimin önemli olduğu tespit edilmiştir ($p < 0.05$).

Çalışılan istasyonlarda bakır değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde yüzeyde ölçülen değerlerin yüksek olduğu görülmektedir. Ancak istatistiki değerlendirmeye göre ölçüm yapılan yedi istasyondan sadece STN 1 ve STN 7 istasyonlarında bakır değerlerinin derinliğe göre değişimin önemli ($p < 0.05$) olduğu bulunmuştur (Tablo 3.26).

Tablo 3.25. Çalışma sahasında ölçülen bakır değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Bakır ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	3.36 ^{CD}	3.38 ^{DE}	3.84 ^{BC}	3.14 ^{CD}	1.98 ^{BCDEF}
Sonbahar - 93	5.81 ^B	5.86 ^{BC}	6.51 ^A	5.55 ^A	4.89 ^A
Kış - 94	5.86 ^{BC}	6.77 ^{AB}	6.46 ^A	3.93 ^{BC}	5.12 ^A
İlkbahar - 94	11.55 ^A	7.09 ^A	5.47 ^A	5.29 ^A	4.55 ^A
Yaz - 94	8.15 ^B	6.48 ^{AB}	6.20 ^A	4.92 ^{AB}	4.85 ^A
Sonbahar - 94	3.03 ^{DE}	2.10 ^{FGHI}	1.57 ^{FGHI}	1.22 ^{IJKL}	0.93 ^{EFG}
İlkbahar - 95	6.62 ^B	4.47 ^{CD}	3.95 ^B	2.62 ^{DEFG}	3.05 ^B
Yaz - 95	2.93 ^{DE}	1.92 ^{FGHI}	1.55 ^{FGHI}	2.72 ^{DE}	1.45 ^{CDEFG}
Kış - 02	2.52 ^{DE}	2.58 ^{FEG}	2.49 ^{CDEF}	2.26 ^{DEFGHI}	2.29 ^{BCDE}
İlkbahar - 02	2.36 ^{DE}	2.35 ^{FGH}	2.13 ^{DEFG}	1.85 ^{FGHIJK}	1.81 ^{BCDEF}
Yaz - 02	2.79 ^{DE}	3.14 ^{EF}	3.30 ^{BCD}	2.51 ^{DEFGH}	2.58 ^{BC}
Sonbahar -02	2.5 ^{DE}	2.34 ^{FGH}	2.50 ^{CDEF}	2.42 ^{DEFGH}	1.68 ^{BCDEFG}
Kış - 03	0.91 ^E	0.97 ^{IJ}	0.71 ^{HI}	0.73 ^{KL}	0.63 ^{FG}
İlkbahar - 03	2.01 ^{DE}	1.79 ^{GHIJ}	1.76 ^{FGHI}	1.82 ^{FGHIJK}	1.94 ^{BCDEF}
Yaz - 03	1.80 ^{DE}	1.35 ^{GHIJ}	1.58 ^{FGHI}	1.40 ^{HIJKL}	1.22 ^{CDEFG}
Sonbahar - 03	1.97 ^{DE}	2.02 ^{FGHI}	1.82 ^{FGHI}	2.02 ^{DEFGHIJ}	2.10 ^{BCDEF}
Kış - 04	1.30 ^{DE}	0.92 ^{IJ}	0.87 ^{GHI}	1.15 ^{IJKL}	0.97 ^{DEFG}
İlkbahar - 04	1.98 ^{DE}	1.27 ^{HIJ}	1.04 ^{GHI}	1.44 ^{GHIJKL}	0.88 ^{DEFG}
Yaz - 04	0.45 ^E	0.49 ^J	0.49 ^I	0.47 ^L	0.21 ^G
Sonbahar - 04	2.01 ^{DE}	1.94 ^{FGHI}	1.35 ^{FGHI}	1.47 ^{FGHIJKL}	1.30 ^{CDEFG}
İlkbahar - 05	1.31 ^{DE}	1.03 ^{IJ}	1.19 ^{FGHI}	1.02 ^{JKL}	0.58 ^{FG}
Yaz - 05	2.12 ^{DE}	2.00 ^{FGHI}	2.49 ^{CDEF}	1.91 ^{FGHIJK}	1.73 ^{BCDEFG}
Sonbahar - 05	2.86 ^{DE}	2.36 ^{FGH}	2.63 ^{BCDE}	2.66 ^{DEF}	2.32 ^{BCDE}
Kış - 06	2.14 ^{DE}	1.44 ^{GHIJ}	2.15 ^{DEFG}	2.04 ^{DEFGHIJ}	1.56 ^{BCDEFG}
İlkbahar - 06	2.59 ^{DE}	1.68 ^{GHIJ}	1.99 ^{DEFGH}	2.11 ^{DEFGHIJ}	2.52 ^{BCD}
Yaz - 06	2.30 ^{DE}	1.79 ^{GHIJ}	1.71 ^{FGHI}	1.74 ^{FGHIJK}	1.53 ^{BCDEFG}

Tablo 3.26 Çalışmada ölçülen bakır değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Bakır ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 5.27 ^A	^{ab} 3.39 ^A	^{ab} 3.55 ^A	^b 2.86 ^A	-
STN 2	^a 3.66 ^{AB}	^a 3.29 ^A	^a 3.03 ^A	^a 2.66 ^{AB}	^a 3.40 ^A
STN 3	^a 2.66 ^B	^a 2.87 ^{AB}	^a 2.44 ^{AB}	^a 2.23 ^{AB}	^a 2.71 ^{AB}
STN 4	^a 2.95 ^B	^a 2.36 ^{AB}	^a 2.40 ^{AB}	^a 2.01 ^{AB}	^a 2.03 ^B
STN 5	^a 2.65 ^B	^a 2.31 ^{AB}	^a 2.61 ^{AB}	^a 2.52 ^{AB}	^a 2.39 ^{AB}
STN 6	^a 2.68 ^B	^a 2.50 ^{AB}	^a 2.40 ^{AB}	^a 2.31 ^{AB}	^a 2.28 ^{AB}
STN 7	^a 2.90 ^B	^{ab} 1.91 ^B	^b 1.80 ^B	^{ab} 1.93 ^B	^b 1.68 ^B

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş'nde üretimi yapılan ve tailings içerisinde bulunan çinko değerlerinin mevsimsel değişimleri Tablo 3.27'de gösterilmiştir. Tablo 3.27'de görüleceği üzere en yüksek çinko değeri Sonbahar 1993'de yüzeyde 112.27 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür. 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde maksimum değerlerin sırasıyla; Yaz 2004'te 138.98 $\mu\text{g/L}$, Sonbahar 1993'de 86.43 $\mu\text{g/L}$, Kış 1994'te 75.52 $\mu\text{g/L}$ ve 53.12 $\mu\text{g/L}$ olduğu bulunmuştur. Çinko değerlerinin mevsimsel değişiminin istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$).

Bu araştırmada ölçülen çinko değerlerinin istasyonlara göre dağılımı Tablo 3.28 ve Ek Şekil 14'de verilmiştir. Yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde ölçülen maksimum çinko değerleri sırasıyla STN 1 istasyonunda 39.88 $\mu\text{g/L}$, STN 7'de 55.09 $\mu\text{g/L}$, STN 1'de 30.56 $\mu\text{g/L}$, STN 6'da 21.09 $\mu\text{g/L}$ ve STN 3'te 31.34 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Yüzey, 150 m ve 350 m derinliklerde ölçülen çinko değerlerinin alansal değişiminin önemli olduğu bulunmuştur ($p<0.05$). 75 ve 200 m derinliklerde ise bu değişimin önemli olmadığı görülmüştür.

Ölçüm yapılan bazı istasyonlarda çinko değerlerinin derinliğe göre dağılımının düzenli olduğu ve derine gidildikçe azaldığı, ancak bazı istasyonlarda ise bu dağılımın düzensiz olduğu tespit edilmiştir. Tüm istasyonlarda çinko konsantrasyonunun derinliğe göre değişiminin önemli ($p<0.05$) olduğu saptanmıştır (Tablo 3.28).

Tablo 3.27. Çalışma sahasında ölçülen çinko değerlerinin mevsimsel değişimi

Dönemler	Çinko ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
Yaz - 93	2.38 ^D	2.53 ^E	2.63 ^C	2.72 ^E	2.64 ^D
Sonbahar - 93	112.27 ^A	88.16 ^{AB}	86.43 ^A	43.56 ^{CD}	36.08 ^{ABC}
Kış - 94	87.87 ^B	76.95 ^{ABCD}	65.89 ^A	75.52 ^A	53.12 ^A
İlkbahar - 94	109.12 ^A	75.61 ^{ABCDE}	69.68 ^A	58.97 ^{BC}	50.72 ^A
Yaz - 94	102.68 ^{AB}	79.86 ^{ABC}	75.30 ^A	61.82 ^{AB}	47.47 ^A
Sonbahar - 94	32.85 ^C	27.83 ^{BCDE}	49.48 ^B	34.28 ^D	19.07 ^{BCD}
İlkbahar - 95	9.51 ^D	4.10 ^{DE}	6.66 ^C	4.79 ^E	2.88 ^D
Yaz - 95	13.21 ^D	37.14 ^{BCDE}	15.49 ^C	35.86 ^E	42.69 ^{AB}
Kış - 02	7.28 ^D	7.50 ^{CDE}	8.10 ^C	6.05 ^E	4.75 ^D
İlkbahar - 02	10.10 ^D	8.29 ^{CDE}	12.05 ^C	6.60 ^E	4.79 ^D
Yaz - 02	3.68 ^D	4.38 ^{DE}	3.67 ^C	3.46 ^E	1.57 ^D
Sonbahar -02	4.39 ^D	5.22 ^{DE}	4.40 ^C	3.59 ^E	9.28 ^{CD}
Kış - 03	2.79 ^D	3.20 ^E	3.62 ^C	3.03 ^E	3.57 ^D
İlkbahar - 03	6.68 ^D	7.36 ^{CDE}	7.87 ^C	7.23 ^E	5.67 ^D
Yaz - 03	7.04 ^D	6.25 ^{DE}	6.37 ^C	3.77 ^E	4.05 ^D
Sonbahar - 03	6.04 ^D	10.04 ^{CDE}	7.34 ^C	10.08 ^E	2.95 ^D
Kış - 04	7.00 ^D	5.05 ^{DE}	6.21 ^C	7.67 ^E	6.17 ^D
İlkbahar - 04	10.25 ^D	6.41 ^{DE}	6.87 ^C	8.15 ^E	5.62 ^D
Yaz - 04	10.11 ^D	138.98 ^A	11.65 ^C	9.87 ^E	5.70 ^D
Sonbahar - 04	5.01 ^D	7.04 ^{CDE}	5.07 ^C	4.00 ^E	3.12 ^D
İlkbahar - 05	7.74 ^D	4.52 ^{DE}	6.80 ^C	3.62 ^E	2.75 ^D
Yaz - 05	6.94 ^D	6.45 ^{DE}	9.82 ^C	5.20 ^E	3.28 ^D
Sonbahar - 05	11.80 ^D	9.04 ^{CDE}	10.30 ^C	7.38 ^E	6.63 ^D
Kış - 06	4.28 ^D	3.89 ^{DE}	3.76 ^C	4.35 ^E	2.35 ^D
İlkbahar - 06	3.32 ^D	2.66 ^E	2.84 ^C	3.01 ^E	2.26 ^D
Yaz - 06	11.27 ^D	11.72 ^{CDE}	9.65 ^C	6.70 ^E	4.96 ^D

Tablo 3.28 Çalışmada ölçülen çinko değerlerinin istasyonlara göre dağılımı

İstasyonlar	Çinko ($\mu\text{g/L}$)				
	Yüzey	75 m	150 m	200 m	350 m
STN 1	^a 39.88 ^A	^{ab} 31.05 ^A	^{ab} 30.56 ^A	^b 18.60 ^A	-
STN 2	^{ab} 22.48 ^{AB}	^b 16.09 ^A	^b 17.14 ^{AB}	^b 16.21 ^A	^a 25.98 ^A
STN 3	^{ab} 20.67 ^{AB}	^{ab} 19.36 ^A	^a 22.38 ^{AB}	^b 14.94 ^A	^a 31.34 ^A
STN 4	^a 24.11 ^{AB}	^{ab} 16.18 ^A	^b 15.36 ^{AB}	^b 13.74 ^A	^b 14.47 ^{AB}
STN 5	^{ab} 15.33 ^B	^a 19.52 ^A	^{ab} 15.47 ^{AB}	^b 10.69 ^A	^{ab} 13.76 ^{AB}
STN 6	^{ab} 17.46 ^B	^{ab} 15.05 ^A	^b 13.25 ^B	^a 21.09 ^A	^b 13.18 ^{AB}
STN 7	^{ab} 24.31 ^{AB}	^a 55.09 ^A	^{ab} 20.79 ^{AB}	^{ab} 18.09 ^A	^b 6.08 ^B

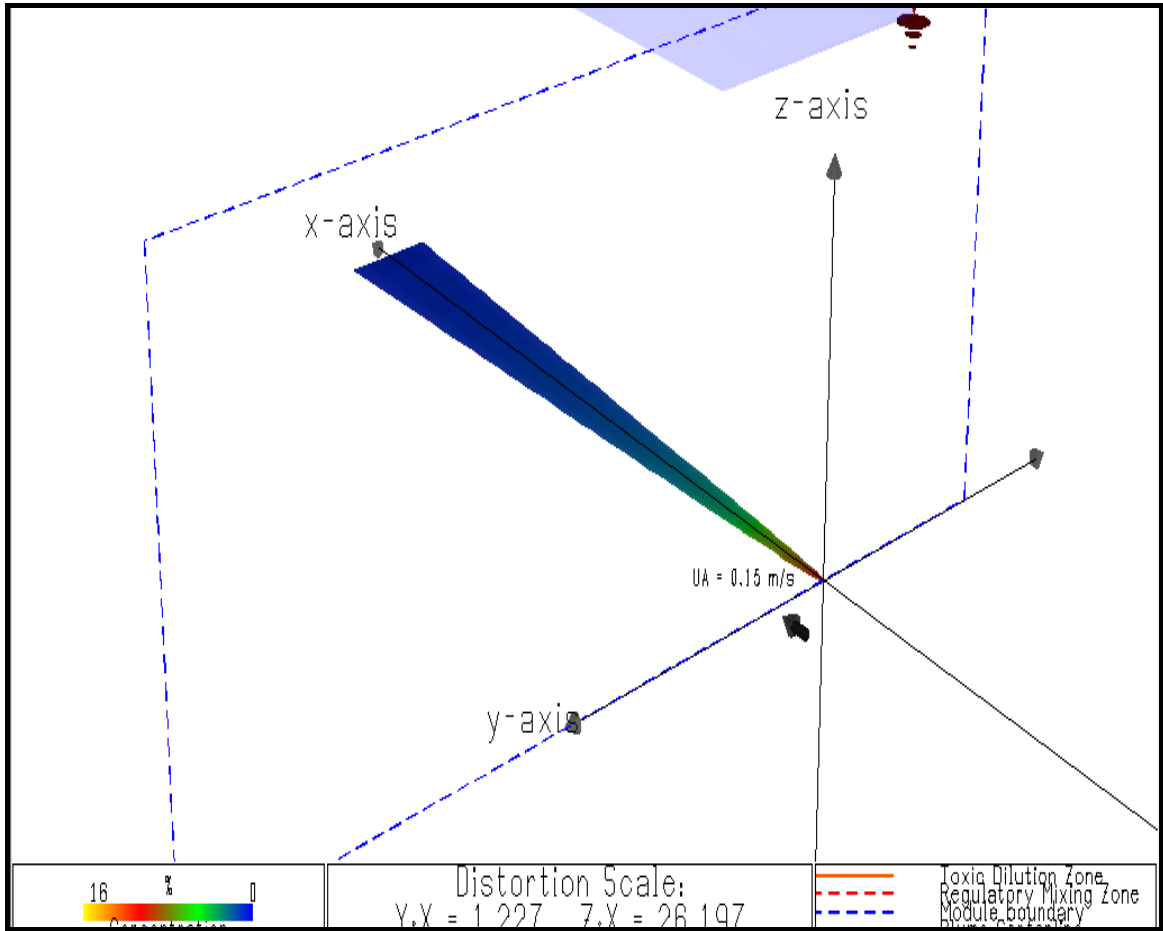
3.1. Deşarj Modellemesi

Deşarj modellemesi Cornell Mixing Zone Expert System (CORMIX-GI) kullanılarak yapılmıştır. Bu modelde değişken olarak atığın fiziksel ve kimyasal özellikleri ile denizin ortam koşulları kullanılmıştır. Model daha çok dağılımın fiziksel olarak görülmesi amacıyla oluşturulmuştur.

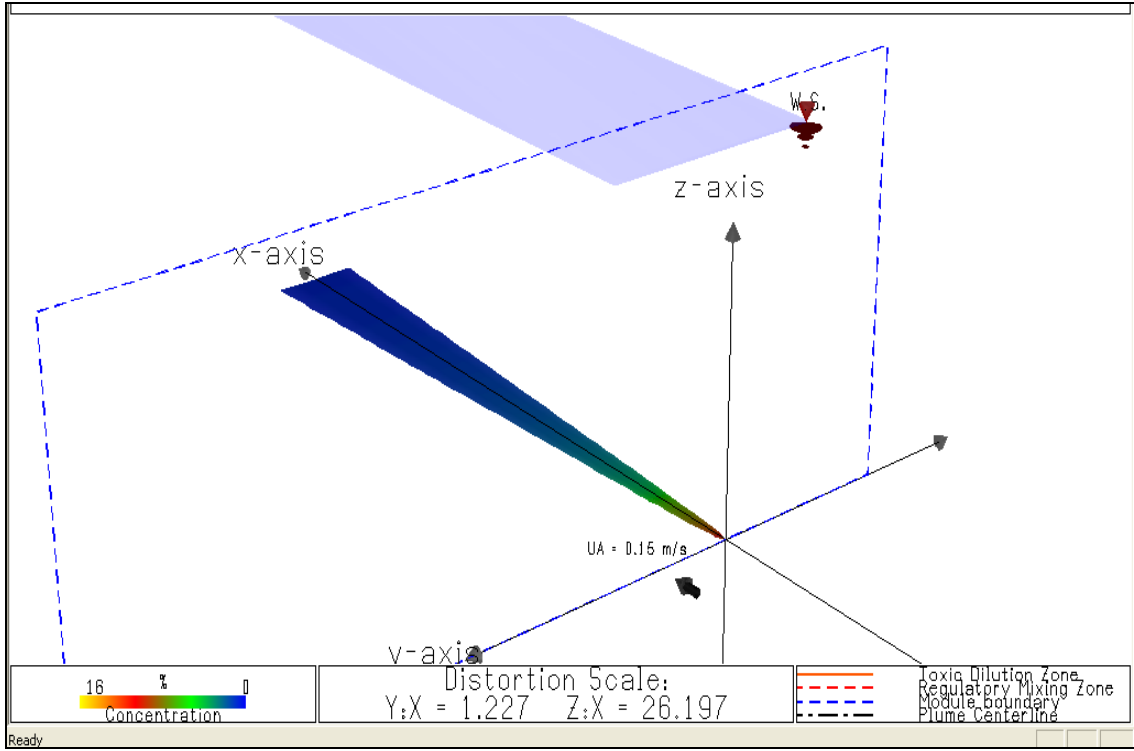
Model çalışmasında üç ayrı senaryo kullanılmıştır. Birinci senaryoda, maden atıklarının direkt olarak yoğunluğu değiştirilmeden denize deşarjı, ikinci senaryoda maden atıklarının %50 sinin katı ayırma ünitesine (pastefill) seyreltilerek deşarjı, üçüncü senaryoda ise maden atıklarının tamamı katı ayırma ünitesine gönderilerek ve katısı alındıktan sonraki deşarjı temsil etmektedir. Senaryolarda deşarj derinliği 275 m, alıcı ortamdaki akıntı hızı 0.15 m/s, piknoklin derinliği 180 m olarak alınmıştır. Birinci senaryoda deşarj edilen atığın yoğunluğu ortalama 1.37 g/cm^3 , ikinci senaryodaki 1.17 g/cm^3 ve üçüncü senaryodaki atığın yoğunluğu ise 1.03 g/cm^3 tür. Atık su debisi ise $0.1667 \text{ m}^3/\text{s}$ olarak alınmıştır.

Modelde, maden atıklarının direkt olarak deşarj edildiği birinci senaryonun sonucunda atıkların dağılmadan zemine çöktüğü gözlenmiştir (Şekil 3.1). Bu sonuç ikinci senaryoda da aynen gözlenmiştir. Bunun nedeni de deşarjın seyreltilmiş olmasına rağmen, yoğunluğunun deniz suyu yoğunluğundan çok daha fazla olmasındandır (1.37 ve 1.17 g/cm^3), (Şekil 3.2).

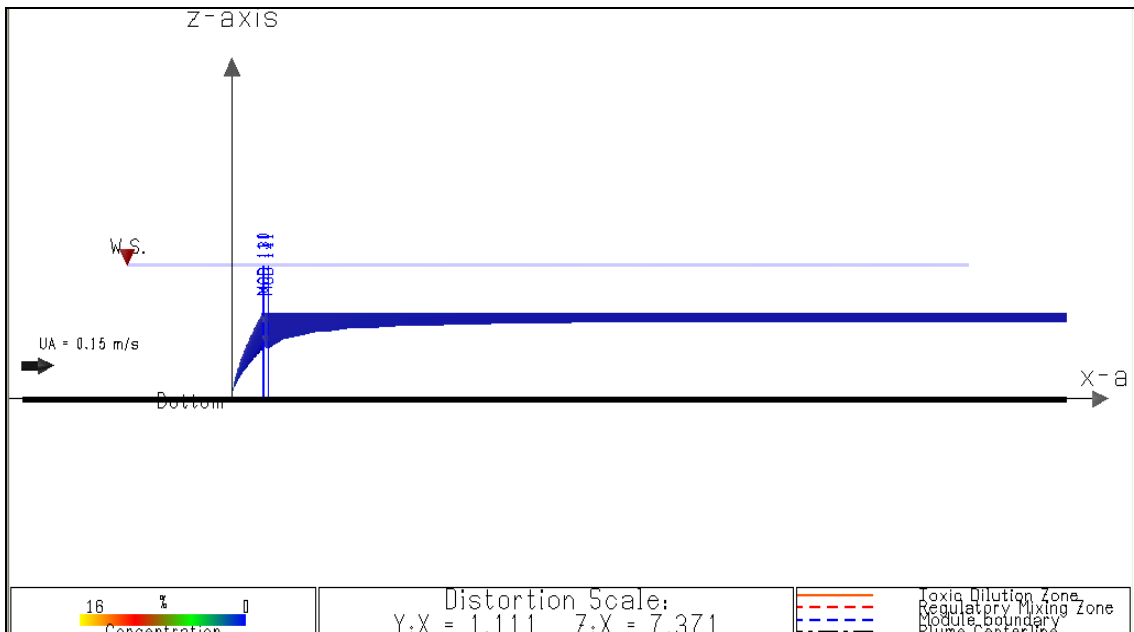
Maden atıkları katı ayırma ünitesine verildikten sonra, atık suların denize deşarj edildiği üçüncü senaryoda ise atık suyun yoğunluğunun alıcı ortamın yoğunluğuna çok yakın olduğundan dolayı yüzen bir bulanık su kütlesi (plum) oluşmaktadır. Burada atıkların piknoklin seviyesine kadar dahi yükselmeyeceği modelde görülmektedir (Şekil 3.3, Şekil 3.4). Bu çalışmadaki senaryoda atık su yoğunluğunun 500 m gibi kısa mesafede alıcı ortamın yoğunluğuna eşitlendiği gözlenmiştir.



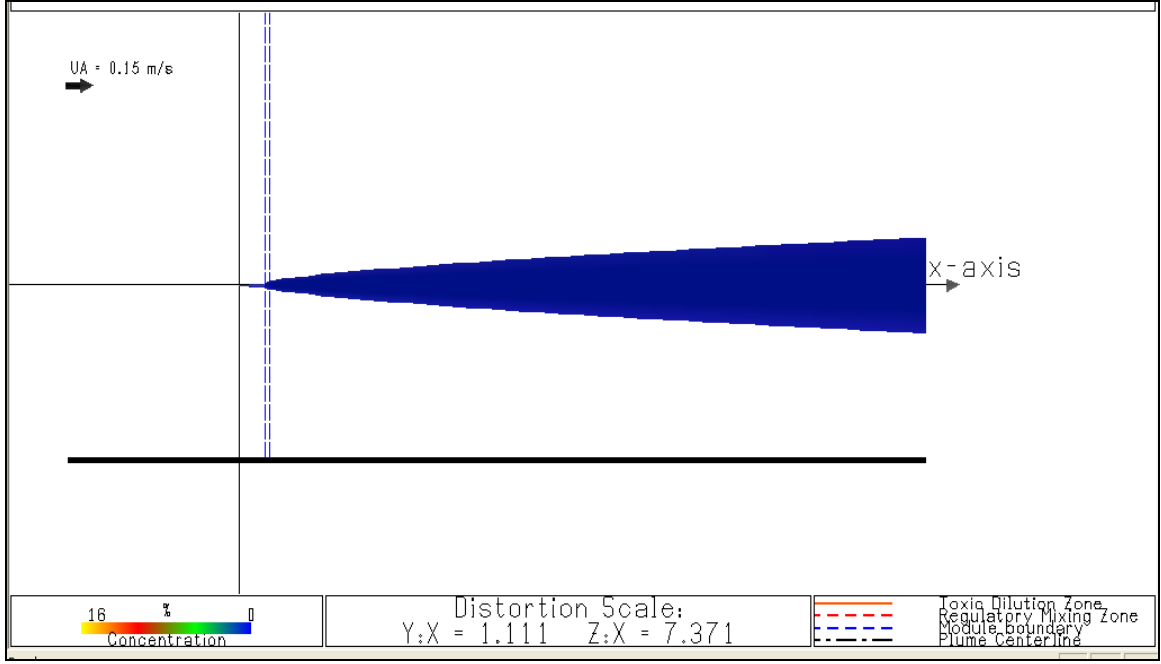
Şekil 3.1. Direkt olarak deşarj edilen atığın alıcı ortamdaki dağılımı



Şekil 3.2. Yüzde 50'si katı ayırma ünitesine gönderilerek deşarj edilen atığın alıcı ortamdaki dağılımı



Şekil 3.3. Katı ayırma ünitesinden çıkan atığın deşarj sonrası alıcı ortamdaki dağılımı (dikey görünüş)



Şekil 3.4. Katı ayırma ünitesinden çıkan atığın deşarj sonrası alıcı ortamdaki dağılımı (yatay görünüş)

4. TARTIŞMA

Türkiye balık üretiminin yaklaşık % 80'inin yapıldığı Karadeniz ekosisteminde son 30 yılda önemli değişiklikler olmuştur. Hidrolojik dengede değişim, ötrofikasyon, sentetik organik maddeler, ağır metaller, radyoaktif maddeler, petrol kirliliği, kıyasal yapılar, uygun olmayan ve plansız olarak inşa edilen barajlar Karadeniz ekosistemindeki bu değişimde başlıca rolü oynayan faktörlerdir. Karadeniz'in kirlenmesinin önlenmesi ve ekonomik olarak yararlanabilirliğinin sürdürülmesi için kirletici kaynakların kontrol altına alınması gerekmektedir. Bu çalışmada Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait derin deniz deşarj sisteminden kaynaklanan kirleticilerin, deşarj bölgesinde mevsimsel ve uzaysal dağılımı incelenerek, ekosistem üzerindeki etkileri ortaya koyulmuş ve atığın deşarj bölgesindeki dağılımını görmek amacıyla bir model oluşturulmuştur.

Çayeli açıklarında belirlenen 7 istasyonda ve her bir istasyona ait 5 derinlikte ölçülen sıcaklık değerlerinin mevsimsel olarak değiştiği ve bu değişimin önemli ($p < 0.05$) olduğu saptanmıştır. Bölgede yüzey suları sıcaklığının hava sıcaklığına paralel olarak yaz dönemlerinde yüksek, kış dönemlerinde ise düşük olduğu tespit edilmiştir. Çalışma süresince en yüksek sıcaklık değeri Yaz 2002'de 27.33°C olarak ölçülmüştür. Alemdağ (1999) bölgede yaptığı çalışmada yüzey suyunda en yüksek sıcaklığı Temmuz 1996'da 26.9°C olarak belirlemiştir.

Çalışma süresi boyunca, sıcaklık değerlerinin istasyonlara göre değişiminin önemli olmadığı görülmüştür. Bu durum istasyonların birbirine çok yakın olmasından kaynaklanmaktadır. Buna göre Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. tarafından çalışma alanına deşarj edilen atık suyun bölgedeki sıcaklık değişimlerine herhangi bir etkisinin olmadığı ve ölçülen sıcaklık değerlerinin tamamen doğal koşulların etkisiyle değiştiği görülmektedir.

Bölgede ölçülen sıcaklık değerlerinin derinliğe bağlı olarak değişimi incelendiğinde özellikle yaz ve bahar dönemlerinde yüzeyden itibaren 75 m derinliğe kadar sıcaklığın azaldığı ve 150 m den itibaren artmaya başladığı görülmüştür. 75 m derinliklerdeki bu düşük sıcaklığın soğuk ara tabaka katmanından kaynaklandığı belirlenmiştir. Tolmazin (1985) Karadeniz'de sıcaklık değerinin daima minimum olduğu oksijence zengin bir soğuk ara tabakanın 50 ile 100 m derinlikler arasında görüldüğünü bildirmektedir. Top ve Pope (1991) Karadeniz'de yaptıkları bir çalışmada ise sıcaklığın 60 m'de minimum değer

olan 7°C'ye kadar düştüğünü ve bu derinlikten itibaren tekrar yükselmeye başladığını tespit etmişlerdir. Bu çalışmada elde edilen veriler Tolmazin (1985) ve Top ve Pope'nin (1991) bulgularıyla benzerlik göstermektedir

Bölgede yapılan bir çalışmada Ekim 1995'de yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde ölçülen sıcaklık değerleri sırasıyla 20.3, 8.0, 8.1, 8.5 ve 8.8 °C olarak ölçülmüştür. Aynı çalışmada Şubat 1997'de yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde belirlenen sıcaklık değerleri ise sırasıyla 7.8, 7.6, 8.0, 8.4 ve 8.8 °C'dir (Alemdağ, 1999). Bu çalışmada elde edilen bulguların Alemdağ'ın (1999) bölgede elde ettiği verilerle benzerlik gösterdiği anlaşılmıştır.

Deniz suyunda bulunan çözünmüş oksijen miktarı birçok faktöre bağlı olarak değişir. Bu faktörlerden fotosentez, akıntı ve rüzgarlar deniz suyundaki çözünmüş oksijen miktarını artırırken, solunum ve biyokimyasal olaylar bu miktarı azaltırlar (Kocataş, 1993). Çayeli açıklarında sürdürülen bu çalışmada, ölçülen oksijen değerlerinin yüzeyde 6.90-11.18 mg/L arasında değiştiği saptanmıştır. Alemdağ (1999) aynı bölgede yaptığı çalışmada, çözünmüş oksijen konsantrasyonunun yüzey suyunda 7.45 ile 11.75 mg/L arasında değiştiğini belirlemiştir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar Alemdağ'ın (1999) sonuçlarıyla benzerlik göstermektedir. Yüzeyde yapılan ölçümlerde çözünmüş oksijen değerinin zamansal değişiminin önemli olması, hava sıcaklığına bağlı olarak su sıcaklığının değişmesi ve bazı biyolojik olaylardan kaynaklanmaktadır. Deniz suyundaki çözünmüş oksijen miktarına, sıcaklık ve biyolojik olayların etkisi olduğu bildirilmektedir (Kocataş, 1993).

Çalışma sahasında 7 farklı istasyonda ölçülen oksijen değerlerinin alansal dağılımı incelendiğinde istasyonlar arası farkın önemli olmadığı saptanmıştır. Bu durumun istasyonların birbirine çok yakın olmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Çözünmüş oksijen değerlerinin derinliğe göre değişiminin önemli ($p < 0.05$) olduğu belirlenmiş ve yüzeyden derine gidildikçe çözünmüş oksijen değerlerinde belirgin bir azalışın olduğu görülmüştür. STN 1 istasyonunda yüzeyde 9.14 mg/L olan çözünmüş oksijen değeri, 200 m'de 0.68 mg/L'ye ve 350 m'de 0.1 mg/L'nin altına inmiştir. Bu şekildeki düşüşler diğer istasyonlarda da gözlenmiştir. Yakushev vd. (2006), 1997–2005 yılları arasında Karadeniz'in boğaz ve Tuna nehri akıntılarında etkilenen kuzey kesimlerinde, su kütlelerinin dikey yapısını inceledikleri bir çalışmada, oksijen değerinin yüzeyde 304 – 308 μM , 150 m derinlikte 15-20 μM olduğunu ve bu derinlikten sonra derine gidildikçe çözünmüş oksijen değerinin iyice azaldığını tespit etmişlerdir.

Karadeniz’de yapılan diğerk bir çalıřmada ise 125 ile 150 m derinliklerde, oksijen konsantrasyonunun doymuřluk seviyesinden ani olarak 2.22 mg/L’ye dūřtuėu bildirilmiř ve bu dūřuřun sūrekli piknoklin tabakasinda oluřtuėu vurgulanmıřtır. Aynı çalıřmada piknoklinin altında suda özūnmūř oksijen miktarının sıfıra kadar indiėi belirtilmiřtir (Murray, 1991).

Deniz ortamlarında pH’nın biyolojik olaylara ve sıcaklıėa baėlı olarak mevsimsel ve hatta gūnlük deėiřimler gōsterdiėi genelde kıř aylarında pH’nın dūřuk, yaz aylarında ise pH’nın yūksok olduėu bildirilmiřtir (Kocatař, 1993). Bu çalıřmada yūzey suyunda maksimum 8.40, minimum 7.90 olarak ōlūlen pH’nın mevsimsel deėiřiminde dūzensizlik gōrūlmūřtır. Bu durumun deniz suyu pH deėerinin pek çok faktōre baėımlı olarak deėiřmesinden kaynaklandıėı sōylenabilir. Riley ve Skirrow (1975), Karadeniz’de yūzey suyunda pH’nın 8.2 ile 8.3 arasında deėiřtiėini bildirmiřtir. Diėer bir çalıřmada Doėu Karadeniz’de pH deėerinin yūzeyde ortalama 8.29 ile 8.31 arasında deėiřtiėi belirlenmiřtir (Egemen ve Bařaran, 2002). Trabzon açıklarında yapılan bařka bir çalıřmada, pH deėerlerinin yūzey suyunda 8.4-8.7 arasında deėiřtiėi bulunmuřtur (Arıman ve Dūzgūneř, 2004). Sōz konusu çalıřmalarda elde edilen deėerlerin, bu çalıřmada elde edilen pH deėerleri ile benzerlik gōsterdiėi gōrūlmektedir.

Çalıřma alanında ōlūlen pH deėerlerinin istasyonlara gōre deėiřiminin ōnemli olmadıėı belirlenirken, bu deėerlerde yūzeyden derine gidildikçe ōnemli ($p < 0.05$) bir varyasyonun varlıėı tespit edilmiřtir ($p < 0.05$). STN 1- STN 7 istasyonlarında yūzeyde ōlūlen pH deėerleri sırasıyla 8.21, 8.25, 8.23, 8.25, 8.25, 8.22 ve 8.26 iken, STN 2-STN 7 istasyonlarında bu deėerler 350 m derinlikte 7.68, 7.63, 7.70, 7.69, 7.69 ve 7.68 olarak bulunmuřtur. Yūzey altı sularda oksijen tūketimi ve buna baėlı olarak CO₂ ōretimi sonucu, pH’nın sūrekli haloklin tabakasinda 8.00’e kadar dūřtuėu bildirilmiřtir. Aynı arařtırmada, haloklin tabakası altında pH’nın hızla 7.8’e indiėi ve daha sonra yavařlayarak bu dūřuřun devam ettiėi ve 1000 m’lerde pH deėerinin 7.60 olduėu vurgulanmıřtır (Riley ve Skirrow, 1975). Diėer bir arařtırmada, pH’nın derinliėe baėlı olarak deėiřiminin özūnmūř oksijenin dūřey daėılımı ile doėrusal olarak uyuruřtuėu belirtilmiřtir (Alemdaė, 1999). Bu çalıřmada pH’nın derinliėe baėlı deėiřimine yōnelik elde edilen sonuçların Riley ve Skirrow (1975) ve Alemdaė’ın (1999) sonuçları ile benzer olduėu gōrūlmektedir.

Çalıřmada ōlūlen tuzluluk deėerlerinin mevsimsel olarak deėiřtiėi ve bu deėiřimin dūzenli olmadıėı belirlenmiřtir. Yūzey suyunda tuzluluk deėerinin ‰16.74-18.24 arasında deėiřtiėi saptanmıřtır. Kocatař (1993) deniz suyundaki tuz konsantrasyonunun mevsimsel

değişiminde buharlaşma, yağış ve tatlı su girdisinin önemli rol oynadığını bildirmiştir. Buna göre, Çayeli açıklarında ölçülen tuzluluk değerlerinin mevsimsel olarak önemli değişiklik göstermesinin, buharlaşma yağış vb. gibi oluşumların yıl içerisinde değişken olmasından kaynaklandığı söylenebilir. Oğuz vd. (1992), Karadeniz'in kıyusal etkilerinden uzak yüzey sularında yapmış oldukları çalışmalarda tuzluluğun %18-18.5 arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Aynı çalışmada Karadeniz'de tatlı su girdisinin arttığı dönemlerde özellikle büyük akarsuların etki alanlarında tuzluluğun azaldığı belirtilmiş ve mevsimsel değişimin önemli olduğu bildirilmiştir. Çalışmamızda elde edilen bulguların Oğuz vd.'nin (1992) verileriyle benzerlik gösterdiği anlaşılmaktadır.

Tuzluluk değerlerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde önemli bir farkın olmadığı görülmektedir. Bu durumun istasyonların birbirine çok yakın oluşundan kaynaklandığı söylenebilir. Ancak, tuzluluk değerlerinde yüzeyden derine gidildikçe önemli ($p<0.05$) bir artışın olduğu belirlenmiştir. Alemdağ (1999) bölgede yapmış olduğu çalışmada, tuzluluk değerlerinin yüzeyden derine doğru arttığını ve yüzeyde %17.9 olan tuzluluk değerinin 600 m derinlikle % 22.3'e kadar yükseldiğini belirlemiştir. Trabzon açıklarında yapılan diğer bir çalışmada, yüzey suyunda tuzluluk oranı ortalama %17.69 olarak bulunurken, bu oranın derinliğe bağlı olarak 50 m de %18.11, 100 m'de % 19.20 ve 200 m'de % 21.22'ye kadar arttığı saptanmıştır (Alkan vd., 2004).

Genel olarak yüksek konsantrasyonlarda bikarbonat, karbonat ve borat iyonlarını içeren deniz suyunun, zayıf asitlerin anyonlarını içermesi nedeniyle alkali özellikte olduğu bildirilmiştir (Kocataş, 1993). Bu çalışmada, yüzey suyunda ölçülen alkalinite değerlerinin 148.28 -168.57 mg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Ayrıca mevsimsel olarak düzensiz bir dağılım gösteren alkalinitedeki bu değişimlerinin önemli olduğu tespit edilmiştir ($p<0.05$). Karadeniz'de yüzey ve dip sularının alkalinitesinin yüksek olduğu bildirilmiş, bu yüksek alkalinite değerlerinin oluşumunda kireç bakımından zengin arazilerden gelen akarsuların önemli rolünün olduğu bildirilmiştir (Dyrssen, 1985). Yapılan bir çalışmada Karadeniz'in yüzey suyunda alkalinite değeri 170.00 mg/L olarak bulunmuştur (Riley ve Skirrow, 1975). Çayeli açıklarında yürütülen diğer bir çalışmada ise yüzey suyunda alkalinite değerlerinin 156-173 mg/L arasında değiştiği saptanmıştır (Alemdağ, 1999). Bu çalışmada alkaliniteye ilişkin elde edilen bulguların Riley ve Skirrow (1975) ile Alemdağ'ın (1999) bulgularıyla benzerlik gösterdiği görülmektedir.

Alkalinite değerlerinin istasyonlara göre değişimi önemli bulunmazken, bu değerlerin derinlikle değişiminin istatistiksel olarak önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0.05$).

İstasyonlarda yüzey suyunda ölçülen alkalinite değerleri 158.11-159.76 mg/L arasında değişirken, 350 m derinlikte bu değerlerin 170.11-174.72 mg/L olduğu tespit edilmiştir. Hiscock ve Millero (2005), Karadeniz’de yapmış oldukları çalışmada alkalinite değerlerinin derine gidildikçe arttığını belirlemişlerdir.

Hidrojen sülfür, Karadeniz’de bol miktarda bulunmaktadır. Ortalama 150-200 m kalınlığındaki oksijenli üst tabakanın altında dünyanın en büyük hidrojen sülfürlü su kütlelerinin Karadeniz’de bulunduğu bildirilmiştir (Hiscock ve Millero, 2005). Bu çalışmada 75 m’nin üstünde kalan sulara hidrojen sülfür konsantrasyonunun < 0.1 mg/L olduğu saptanmıştır. 150 m derinlikte ise birçok mevsimde ölçülen hidrojen sülfür konsantrasyonu < 0.1 mg/L olduğu halde, bu değer Kış 1994, Yaz 1994, Sonbahar 2002, Yaz 2003, Yaz 2004, Sonbahar 2004 dönemlerinde sırasıyla 0.29, 0.49, 0.10, 0.29, 0.21 ve 0.27 mg/L olduğu belirlenmiştir. Bu çalışmada, 150, 200 ve 350 m derinliklerde ölçülen hidrojen sülfür değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu görülmüştür ($p < 0.05$). Karadeniz’de yürütülen bir çalışmada, kış döneminde hidrojen sülfür miktarının 180 m derinlikte 12 μ M ve 200 m derinlikte ise 20 μ M olduğu saptanmıştır (Evgeniy vd., 2005).

Hidrojen sülfür konsantrasyonunun istasyonlara göre değişimi önemli bulunmazken, derinliğe bağlı olarak her bir istasyonda hidrojen sülfürün giderek arttığı ve bu artışın istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0.05$).

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. tarafından bu çalışmanın yürütüldüğü alana deşarj edilen atık suda başta bakır ve çinko olmak üzere birçok ağır metal bulunmaktadır. Bakır ve çinko flotasyonu yapan işletmelerin atık sularında genellikle Cu, Zn, Pb, Hg gibi metallerin bulunduğu bildirilmektedir (Çoruh ve Ergun, 2006). Bu araştırmada, Çayeli açıklarında söz konusu atık sudan kaynaklanan metal kirliliğini belirlemek amacıyla, As, Hg, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu ve Zn konsantrasyonları ölçülmüştür.

Çalışmada incelenen metallere arseniğin, ölçülen en yüksek konsantrasyonu 7.32 μ g/L olup bu değer anoksik olan 350 m derinlikte tespit edilmiştir. Özellikle oksik olan yüzey, 75 ve 150 m derinliklerde ölçülen en yüksek arsenik değerleri sırasıyla, 0.76, 1.40 ve 5.45 μ g/L’dir. Su Kirliliği Yönetmeliği’nde verilen deniz suyunun genel kalite kriterlerine göre arsenik konsantrasyonunun 0.1 mg/L’yi geçmemesi gerektiği bildirilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Buna göre çalışma alanında ölçülen arsenik değerlerinin, Su Kirliliği Yönetmeliği’nde verilen limit değeri aşmadığı görülmektedir. Yapılan bazı çalışmalarda arsenik değerinin açık deniz sularında 1-2 μ g/L arasında değiştiği ancak, nehir ağızları ve kıyılarda arsenik konsantrasyonunun açık denize nazaran çok daha

yüksek olabileceği bildirilmiştir (Hunt ve Howard, 1994; Daniel vd., 2005). Bu çalışmada arsenik konsantrasyonuna ilişkin elde edilen sonuçların söz konusu araştırmalarda belirlenen değerlerle benzerlik gösterdiği görülmektedir.

Arsenik değerlerinin yüzey suyundaki dağılımı incelendiğinde mevsimsel değişimin büyük bir varyasyon göstermediği ve en düşük değerin $<0.10 \mu\text{g/L}$, en yüksek değerin ise $0.76 \mu\text{g/L}$ olduğu belirlenmiştir. Nehir ağzlarındaki arsenik konsantrasyonunun akarsu yatağının jeolojik yapısına ve akarsu havzasındaki antropojenik girdilere bağlı olarak değiştiği, ayrıca deniz suyunda çözülmüş halde bulunan inorganik formdaki arseniğin fitoplankton tarafından, organik kompleks arsenik bileşiklerine dönüştürüldüğü bildirilmiştir (Cullen ve Reimer, 1989). Bu çalışmada deniz suyunda arsenik değerleri dağılımının geniş varyasyon göstermemesine rağmen, ölçüm yapılan tüm derinliklerde arseniğin mevsimsel değişiminin önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$). Ancak bu değişim düzensiz olup genel bir eğilim ortaya koymak mümkün değildir. Alemdağ (1999) bölgede yaptığı çalışmada arsenik değerlerinin zamansal değişiminin uniform olmadığını bildirmiştir. Daniel vd. (2005) Güney Batı İspanya sahillerinde yaptığı çalışmada arsenik değerlerinin mevsimsel değişiminin düzensiz bir dağılım gösterdiğini belirlemiştir.

Çalışmada ölçülen arsenik değerlerinin yüzeyden derine doğru değiştiği ve daha çok artış şeklinde olan bu değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0.05$). Alemdağ (1999) bölgede yaptığı çalışmada benzer sonuçlar bulurken, Abdullah vd. (1995) Norveç kıyılarında yaptıkları bir çalışmada anoksik sulardaki arsenik miktarının oksik ortama oranla çok daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Deniz suyunda oksik bölgede daha çok oksit ve hidroksit formunda bulunan arseniğin, bu formlarının çözünürlüğünün düşük olduğu, ancak bu bileşiklerin anoksik sularda çözünürlüklerinin önemli derecede arttığı bildirilmiştir (Manahan, 2000). Çalışmamızda, ölçülen arsenik değerlerinin derine gidildikçe ve özellikle 150 metreden sonra artmasının nedeni, bu bileşiğin oksit ve hidroksit formlarının anoksik sularda çözünürlüklerinin artmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Bölgede farklı 7 istasyonda ölçülen arsenik değerleri incelendiğinde 200 m derinlik dışında kalan düşey istasyonlarda arsenik değerlerinin alansal dağılımının önemli olmadığı saptanmıştır. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait atık suyun deşarj edildiği noktayla çakışan STN 2 istasyonunda ölçülen arsenik değerlerinden sadece 75 m derinlikte ölçülen değerin, STN 6 istasyonu hariç diğer istasyonlara göre çok az yüksek olduğu görülmüş, ancak bu farkın önemli olmadığı anlaşılmıştır.

Arsenik bileşiklerinin toksisitesi bu bileşiklerdeki arseniğin moleküler formuna ve oksidasyon basamağına bağlı olarak değişmektedir. Arseniğin, As (III) formu, As (V) formundan daha toksiktir (Cullen ve Reimer, 1989). Ağır metallerin canlı bünyelerinde sadece konsantrasyonlarına bağlı olarak değil canlı türlerine ve metal iyonunun yapısına (çözünürlük değeri, kimyasal yapısı, redoks ve kompleks oluşturma yeteneği, vücuda alınış şekline, çevrede bulunma sıklığına, lokal pH değeri) göre etki derecelerinin değiştiği bildirilmiştir (Hook ve Fisher, 2002).

Cıva günümüzde klor sanayi, pestisit üretimi, kağıt sanayi gibi birçok alanda yaygın olarak kullanılmaktadır. Çevreye bulaşan cıvanın önemli bir kaynağını da fosil yakıtların kullanılması oluşturmaktadır (Clark, 1992). Bu çalışmada ölçülen cıva değerlerinin birçok dönemde $<0.1 \mu\text{g/L}$ olduğu, ancak Yaz 1993, 1995; Sonbahar 1994 ve İlkbahar 1995 dönemlerinde cıva konsantrasyonunun bazı derinliklerde $0.1 \mu\text{g/L}$ 'den yüksek olduğu belirlenmiştir. Cıvanın mevsimsel dağılımı incelendiğinde genel bir eğilimin ortaya koyulmasının mümkün olmadığı görülmekle birlikte, bölgede bu çalışmanın ilk yıllarında ölçülen cıva değerlerinin yüksek ve Kış 2002 den sonra ölçülen tüm değerlerin $<0.1 \mu\text{g/L}$ olduğu görülmektedir. Bu çalışmada en yüksek cıva değeri Yaz 1993'de yüzey suyunda $1.36 \mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür. Su Kirliliği Yönetmeliği'nde verilen deniz suyunun genel kalite kriterlerine göre cıva miktarının 0.004 mg/L 'yi geçmemesi gerektiği bildirilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Bu kriter dikkate alındığında bölgede ölçülen cıva değerlerinin deniz suyunun kalitesini bozacak düzeyde olmadığı görülmektedir. Lamborg vd. (2008) Batı Karadeniz kıyılarında yaptığı çalışmada, 9 m, 75 m, 150 m ve 200 m derinliklerde cıva konsantrasyonunu sırasıyla, 3.1, 10.4, 3.4, 7.6 pM (piko mol) olarak belirlemişlerdir.

Ölçüm yapılan 7 istasyonda cıvanın derinliğe göre değişimi incelendiğinde, STN 3 istasyonu hariç düzenli bir dağılımın olmadığı, ancak 350 m derinlikte en yüksek cıva değerinin STN 3 istasyonunda $0.29 \mu\text{g/L}$ olduğu saptanmıştır. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ne ait derin deniz deşarj sistemi çıkış noktasıyla kesişen STN 2 istasyonunda cıva konsantrasyonunun $0.12-0.19 \mu\text{g/L}$ arasında değiştiği tespit edilmiştir. Cıva değerlerinin tüm derinliklerde alansal dağılımlarının önemli olmadığı belirlenmiştir.

Cıvanın canlılara etkisi bu maddenin kimyasal formuna göre değişmektedir. Cıva ile kirlenmiş ortamlarda yaşayan deniz canlılarının normale göre daha yavaş geliştikleri, bireylerde fiziksel olarak deformasyon, üreme bozukluklarının olduğu ve yaşam sürelerinin kısaldığı bildirilmiştir (URL-5, 2005).

Çalışmada ölçülen ağır metallere kurşunun yüzey, 200 ve 350 m derinliklerdeki değerlerinin mevsimsel değişiminin önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$). 75 ve 150 metrelerde ise Sonbahar 1993'de ölçülen kurşun değerlerinin diğer dönemlerde belirlenen konsantrasyonlardan farklı olduğu görülmüştür ($p<0.05$). Yüksek kurşun değerleri Sonbahar 1993 de yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde sırasıyla 3.07, 15.40, 17.83, 3.16, 2.55 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Deniz suyu genel kalite kriterlerine göre kurşun miktarının 0.1 mg/L'yi aşmaması gerektiği belirtilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Buna göre, çalışma alanında yapılan ölçümlerde elde edilen değerlerin Yönetmelikte verilen limit konsantrasyonu aşmadığı görülmektedir.

Genel olarak tüm derinliklerde kurşunun mevsimsel değişimi incelendiğinde düzensiz bir dağılımın olduğu görülmektedir. Çalışmanın başlangıcı olan Yaz 1993 döneminde yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde kurşun değerleri 1.64, 1.91, 1.63, 1.71, 1.60 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenirken, çalışma sonu olan Yaz 2006 da bu değerlerin sırasıyla 0.46, 0.48, 0.47, 0.47 ve 0.79 $\mu\text{g/L}$ 'ye düştüğü görülmektedir. Bu değişimin, bölgeye giren kurşun bileşikleri miktarındaki bir değişiklikten kaynaklanması söz konusu olabileceği gibi, bölgedeki yağmur, akarsu girdisi, akıntılar ve kimyasal süreçlerden de kaynaklanabileceği söylenebilir. Haraldson ve Westerlund (1991), Karadeniz'de yaptıkları çalışmada yüzey suyunda kurşun konsantrasyonunun ortalama 0.56 $\mu\text{g/L}$ olduğunu ve kurşunun alansal dağılımında farklılıkların görüldüğünü belirlemişlerdir. Romanya kıyılarında yapılan çalışmalarda 1984'de ortalama kurşun konsantrasyonu 0.83 $\mu\text{g/L}$, 1985'de ise 3.0 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir (Korzeniewski ve Neugebauer, 1991). Bu çalışmada, kurşun miktarı ile ilgili elde edilen değerlerin, Sonbahar 1993 hariç, söz konusu iki çalışmada elde edilen değerlerle benzer olduğu görülmektedir. Bakan ve Özkoç (2007) Orta Karadeniz'de çeşitli endüstriyel faaliyetlerin etkisi altında bulunan kıyı sularında yapmış oldukları çalışmada kurşun konsantrasyonunun 64.0-93.0 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Buna göre, söz konusu çalışmada elde edilen kurşun değerlerinin, bu çalışmada elde edilen kurşun değerlerinden çok daha yüksek olduğu görülmektedir.

Denizdeki kurşun kaynaklarının önemlilerinden birinin atmosfer olduğu araştırmacılar tarafından bildirilmektedir (Zoller vd., 1974; Weisel vd., 1984). Karadeniz üzerindeki atmosferde kurşun konsantrasyonunun 23 ile 82 ng/m^3 arasında değiştiği ve aylara göre dağılımında bir düzensizlik olduğu belirlenmiştir. Karadeniz'in doğu ve batısında

atmosferden deniz suyuna geçen kurşun miktarı sırasıyla 1500 ve 2400 ton/yıl olduğu saptanmıştır (Anwari vd., 1991).

Ölçüm yapılan 7 istasyonda kurşun değerlerinin derinliğe göre düzensiz bir varyasyon gösterdiği saptanmıştır. Tankere vd., (2001) Karadeniz'in batısında yaptıkları bir çalışmada yüzey suyunda kurşun miktarını 100-200 pM olarak belirlerken, derine gidildikçe kurşun konsantrasyonunda bir azalmanın olduğunu saptamışlardır. Bu çalışmada elde edilen değerlerin Tankere vd.'nin, (2001) çalışmasında elde ettiği değerlerle benzerlik göstermediği görülmektedir.

Bölgede 350 m derinlikte en yüksek kurşun konsantrasyonu STN 3 istasyonunda 1.49 µg/L olarak belirlenmiştir. STN 1, STN 2 ve STN 3 istasyonlarında kurşun değerlerinin derinliğe göre değişiminin önemli olduğu saptanırken ($p < 0.05$), diğer istasyonlarda ve istasyonlar arası farkın önemli olmadığı belirlenmiştir.

Kurşunun kimyasal formunun, bu maddenin canlılara etkisinde önemli rol oynadığı bildirilmektedir (Gündüz, 1994). Deniz suyundaki kurşun konsantrasyonunun 2.5 mg/L'nin üzerinde olması durumunda, deniz omurgasızlarına akut toksik etki yaptığı belirtilmiştir (Kruatrachue vd., 2005). Kurşunun canlıların, dişlerinde ve beyinde birikerek, sinir sistemi fonksiyonlarını etkilediği ve denge bozukluğuna neden olduğu bildirilmiştir (Manahan, 2000).

Araştırma sahasında Yaz 1993-Yaz 2006 tarihleri arasında ölçülen kadmiyum değerlerinin mevsimsel değişiminin düzensiz, ancak bu değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır. Çalışmada ölçülen en yüksek kadmiyum değeri 0.80 µg/L dir. Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite kriterlerine göre kadmiyum konsantrasyonunun 0.01 mg/L'yi geçmemesi gerektiği bildirilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Buna göre bölgede ölçülen kadmiyum değerlerinin bu değerden düşük oluşu, bölgede kadmiyum kirlenmesinin henüz önemli düzeyde olmadığını göstermektedir.

Çalışmanın başlangıç dönemi olan yaz 1993'de yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m'de kadmiyum değerleri sırasıyla 0.28, 0.07, 0.08, 0.11, 0.21 µg/L olarak belirlenirken, bu değerler çalışma sonu olan Yaz 2006'da sırasıyla 0.20, 0.18, 0.14, 0.13, 0.13 µg/L olarak saptanmıştır. Böylece çalışma süresi boyunca ölçülen tüm kadmiyum değerlerine göre genel bir eğilimin ortaya konması mümkün değildir.

Orta Karadeniz'de yapılan bir çalışmada kıyıya yakın bölgelerde farklı istasyonlardan alınan deniz suyu örneklerinde Cd konsantrasyonunun 7.0-41.0 µg/L

arasında değiştiği ve çok sayıda kk endüstri kuruluşunun atık sularının etkilediği alandan alınan deniz suyu örneğinde maksimum Cd değerinin belirlendiği bildirilmiştir (Bakan ve zko, 2007). Medinets vd. (1994) yaptıkları çalışmada, kadmiyum değerlerini Kuzeybatı Karadeniz’de 1.33-14.23, Orta Karadeniz’in açık sularında 1.87-2.67, Doğu Karadeniz’in açık sularında ise 1.33-13.7 nM olarak belirlemişlerdir. Kuzeybatı Karadeniz’de yapılan başka bir çalışmada ise kadmiyum konsantrasyonunun 0.36 ile 13.7 nM arasında değiştiği bulunmuştur.

Kadmiyum düşük konsantrasyonda dahi denizel çevrede son derece zararlı etkiye sahip olan bir maddedir. Kumada vd. (1980) yaptıkları araştırmada, kadmiyumun alabalıklarda en fazla karaciğerde, böbreklerde ve solungaçlarda biriktiğini ve bu organlar üzerinde olumsuz etki yaptığını ortaya koymuşlardır. Diğer bir çalışmada ise, kadmiyumun memelilerin sinir lifleri üzerinde olumsuz etki eden bir evre kirleteni olduğu bildirilmiştir (Moschou vd., 2008).

Çalışmada llen Mn değerleri incelendiğinde mevsimsel dağılımın uniform olmadığı, ancak değerlerde görülen değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu belirlenmiştir. Yüzey suyunda ölçülen mangan değerlerinin 1.46-11.78 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği saptanmıştır. Alemdağ (1999), bölgede yaptığı çalışmada mangan konsantrasyonunun yüzey suyunda 0.20-10 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiğini ve zamansal değişiminin önemli olduğunu tespit etmiştir. Konovalov vd. (2004) Karadeniz’de yürüttükleri diğer bir çalışmada da mangan değerinin derinliğe gidildikçe arttığını tespit etmişlerdir. Bu çalışmada elde edilen bulguların Alemdağ (1999) ve Konovalov vd.’nin (2004) bulgularıyla benzerlik gösterdiği görülmektedir.

Çalışılan istasyonlarda mangan miktarının düşey dağılımını incelendiğinde genelde 75 m derinliğe kadar düzensiz bir konsantrasyon değişiminin olduğu ancak, 75 m’den sonra mangan miktarında sürekli bir artışın varlığı gözlenmiştir. Genel olarak mangan konsantrasyonunun derinlik ile değişiminin önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0.05$).

lm yapılan tüm istasyonlar dikkate alındığında mangan miktarının yüzey suyunda 3.49-6.49 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği belirlenirken bu değerlerin 350 m derinlikte 281.14-313.10 $\mu\text{g/L}$ arasında varyasyon gösterdiği saptanmıştır. Lewis ve Landing (1992) Karadeniz’de yaptıkları çalışmada maksimum mangan konsantrasyonunu 8.26 μM olarak belirlerken, bu denizde mangan düzeyinin diğer denizlere oranla daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Aynı araştırmacılar su kolonundaki mangan dağılımının oksijenin biyokimyasal dinamiğine, sülfür, metal ve organik partiküllere bağlı olarak değiştiğini

bildirmişlerdir. Karadeniz’de yapılan başka bir araştırmada mangan değerinin oksik-anoksik ara tabakasında (20-25 m) aniden 0.1 μM ’dan 8.0 μM ’a aniden yükseldiğini ve bu derinlikten sonra mangan değerinin artmaya devam ettiğini tespit etmişlerdir (Yemencioğlu vd., 2006). Manganın, Mn (II) formunun oksijenli sularda okside olarak suda çözünmeyen Mn (IV)’e dönüştüğü ve bu nedenle söz konusu bölgelerde mangan konsantrasyonunun düşük olacağı ancak derin anoksik sularda mangan oksit ve hidroksit bileşiklerinin çözünürlüğünün artacağı bildirilmiştir (Manahan, 2000). Bu çalışmada derin anoksik sularda mangan konsantrasyonunun yüksek olmasının Manahan’ın (2000) belirttiği nedenlerden kaynaklandığı söylenebilir.

Denizlerde önemli biyoaktif elementlerden olan demirin mevsimsel değişiminin önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0.05$). Demirin mevsimsel dağılımı incelendiğinde konsantrasyonundaki değişimin düzenli olmadığı görülmektedir. Yüzey suyunda ölçülen demir değerlerinin 5.10-25.25 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği belirlenmiştir. Bazı araştırmacılar demir konsantrasyonunun deniz suyunda yaz dönemlerinde diğer mevsimlere göre daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Bu araştırmacılar, demir miktarının mevsimsel değişimine, atmosferik girdilerin, hidrografik, biyolojik işlemlerin ve fotoredüksiyon olayının önemli etkisinin olduğunu vurgulamışlardır (Sherrell ve Boyle, 1992; Wu ve Luther, 1994). Çalışmada demir miktarının mevsimsel değişimi ile ilgili elde edilen değerlerin Sherrell ve Boyle (1992) ve Wu ve Luther’in (1994) değerleriyle benzerlik göstermediği görülmektedir. Bu durumun, çalışma sahasında demir miktarının mevsimsel değişiminde doğal koşullardan çok, antropojenik girdilerin önemli etken olmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Araştırmada demir konsantrasyonunun çoğunlukla 350 m derinlikte yüksek ve tüm istasyonlarda yüzeyden itibaren 150 m derinliğe kadar genellikle düzenli bir azalmanın ve bu derinlikten itibaren tekrar bir artışın olduğu saptanmıştır. Ölçüm yapılan yedi istasyonda demir değerlerinin derinlikle değişiminin önemli olduğu belirlenmiştir ($p < 0.05$). Oksijenli sularda demirin oksit ve hidroksit formlarının çözünürlüklerinin düşük olduğu ve bu bileşiklerin anoksik sularda çözünürlüklerinin arttığı, özellikle Fe (III) formunun, çözünebilir Fe (II) formuna dönüştüğü bildirilmiştir (Manahan, 2000). Çalışmamızda 200 ve 350 m derinliklerde demir miktarının yüksek olmasının bu nedenden kaynaklandığı söylenebilir. Baltık Denizi’nde yapılan bir çalışmada Fe konsantrasyonunun 0.7 ile 1.0 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği tespit edilmiştir (Kremling ve Petersen, 1984). Buna göre, Baltık Denizi’nde yapılan araştırmada elde edilen Fe değerlerinin, bu çalışmada elde

edilen demir değerlerine göre çok düşük olduğu görülmektedir Atlantik Denizi'nin kuzeyinde yapılan başka bir çalışmada ise demir konsantrasyonunun yüzeyden itibaren belli bir derinliğe kadar azaldığı ve belli bir derinlikten sonra tekrar artmaya başladığı bildirilmiştir (Wu ve Luther, 1994). Bu çalışmada demirin düşey dağılımı ile ilgili elde edilen bulguların Atlantik Denizi'nde elde edilen bulgularla benzerlik gösterdiği görülmektedir.

Araştırmada ölçülen bir diğer parametre olan bakır konsantrasyonunun mevsimlere göre değiştiği ve bu değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p < 0.05$). Bakır değerlerinin zamansal değişimi incelendiğinde dağılımın uniform olmadığı görülmektedir. Araştırma süresince yüzey suyunda ölçülen en yüksek bakır değeri 11.55 $\mu\text{g/L}$, en düşük bakır değeri ise 0.45 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Bölgede yapılan bir çalışmada bakır konsantrasyonunun yüzey suyunda 1.13-6.85 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği belirlenmiştir (Alemdağ, 1999). Karadeniz'in kuzey batısında yapılan bir araştırmada yüzey suyunda bakır değerlerinin 4.7-36.2 nM arasında değiştiği belirlenmiştir (Zeri vd., 2000). Hall ve Anderson (1999) 1986 ile 1997 yılları arasında Avrupa denizlerinde yürütülen toplam 31 çalışmada elde edilen sonuçları incelemişlerdir. Bu incelemede, liman ve marinalar, nehir ağızı bölgeler ve açık denizler olmak üzere toplam 101 sahadaki ölçüm sonuçları değerlendirilmiştir. Buna göre, Karadeniz'deki 5 istasyonda yapılan bakır ölçümlerinin yüzeyde 0.9 ile 86.0 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği rapor edilmiştir. Aynı araştırmada bakır değerlerinin liman ve marinalarda 1.53 $\mu\text{g/L}$, nehir ağızlarında 1.49 $\mu\text{g/L}$, açık denizlerde 0.68 $\mu\text{g/L}$ olduğu belirlenmiştir.

Su Kirliliği Yönetmeliği'nde verilen deniz suyunun genel kalite kriterlerine göre bakır miktarının 0.01 mg/L'yi geçmemesi gerektiği bildirilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Bu kriter dikkate alındığında bölgede ölçülen bakır değerlerinin, İlkbahar 1994 dönemi dışında, deniz suyunun kalitesini bozacak düzeyde olmadığı görülmektedir.

Bakır konsantrasyonunun derinliğe göre dağılımı incelendiğinde uniform bir varyasyonun olduğu görülmektedir. Genelde yüzeyden derine doğru gidildikçe, bakır miktarında bir azalmanın olduğu saptanmış olmakla birlikte STN 1 ve STN 7 istasyonları hariç, diğer istasyonlarda bakır miktarının derinlikle değişiminin önemli olmadığı saptanmıştır. Karadeniz'de yürütülen bir çalışmada, bakır miktarının yüzeyde 0.16 $\mu\text{g/L}$, 15 m'de 0.13 $\mu\text{g/L}$ olduğu ve derinliğe gidildikçe azalmanın devam ettiği bildirilmiştir. Aynı araştırmada Karadeniz'in oksik sularında bakır konsantrasyonunun yüksek, anoksik sularda ise konsantrasyonun düşük olduğu belirtilmektedir (Landing ve Lewis, 1991). Bu

araştırmada elde edilen bulgular, söz konusu çalışmada elde edilen değerlerle benzerlik göstermektedir.

Bakır konsantrasyonunun istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde, kıyıya yakın olan STN 1 istasyonunda bakır düzeyinin yüksek ve diğer istasyonlara göre farkın istatistiksel olarak önemli olduğu görülmektedir ($p<0.05$). STN 1 istasyonunun yüzey suyunda bulunun yüksek bakır konsantrasyonunun bölgede bulunan sanayi sitesinden ve diğer karasal kökenli kirleticilerden kaynaklanabileceği tahmin edilmektedir.

Bakır balıklar dahil birçok canlının normal gelişimi için gerekli olan esansiyel bir elementtir. Ancak biyolojik olarak gerekli olandan daha fazla bakırın alınması sucul canlılara toksik etki yapmaktadır (Hall vd. 1997). Yüksek konsantrasyonda (0.5 mg/L) bakır ihtiva eden sularda yaşayan balıklarda kalp ve solungaçlarda geri dönüşü olmayan önemli problemlerin oluştuğu, kan parametrelerinde olumsuzlukların meydana geldiği bildirilmiştir (Mickeniene vd., 2007).

Nispeten aktif bir element olduğu için, doğada hiçbir zaman serbest halde bulunmayan, çinkonun mevsimlere göre değişiminin önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0.05$). Yüzey suyunda çinko konsantrasyonunun 2.79-112.27 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği saptanmıştır. Su Kirliliği Yönetmeliği'nde verilen deniz suyunun genel kalite kriterlerine göre çinko miktarının 0.1 mg/L'yi geçmemesi gerektiği bildirilmiştir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 2004). Bu kriter dikkate alındığında bölgede ölçülen çinko değerlerinin yüzey suyunda Sonbahar 1993, İlkbahar 1994 ve Yaz 1994 ve 75 m derinlikte Yaz 2004 dönemlerinde deniz suyunun kalitesini bozacak düzeyde olduğu görülmektedir.

Çinkonun tüm istasyonlarda derinliğe göre dağılımı incelendiğinde düzenli bir değişimin olmadığı ancak bu değişimin istatistiksel olarak önemli olduğu belirlenmiştir ($p<0.05$). Bölgede yapılan ölçümlerde çinko değerlerinin yüzey 150 ve 350 m derinliklerdeki alansal dağılımının da önemli olduğu saptanmıştır ($p<0.05$). İstasyonlar baz alınarak hesaplanan ortalama değerlere göre yüzeyde en yüksek çinko konsantrasyonu STN 1 istasyonunda 39.88 mg/L olarak belirlenmiştir. Orta Karadeniz sahillerinde yapılan bir çalışmada deniz suyunda çinko konsantrasyonunun 109.55-261.65 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği bildirilmiştir (Bakan ve zko, 2007). Bu çalışmada elde edilen çinko değerlerinin Orta Karadeniz'de yapılan çalışmada elde edilen değerlere göre daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durumun Orta Karadeniz'de yapılan çalışmada su neklerinin alındığı bölgenin yoğun endüstriyel faaliyetlerin etkisi altında olmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Deniz suyundaki metal konsantrasyonlarının mevsimsel ve uzaysal değişimi birçok değişkene bağlı olarak etkilendiği için, değişimin nedenlerini ortaya koymak oldukça zordur. Metallerin deniz suyundaki konsantrasyonlarını etkileyen birçok faktör olduğu gibi, bu faktörlerin en önemlilerinden biri metallerin oluşturduğu bileşiklerin çözünürlüğüdür. Anoksik bölgelerde metalik sülfürlerin çökeli mi Cu, Zn, Hg, Pb gibi metallerin sudaki konsantrasyonlarını etkilemektedir. Ayrıca metallerin deniz suyundan uzaklaşmasını sağlayan birçok biyolojik süreç bulunmaktadır (Manahan, 2000).

Çinkonun sucul organizmalara etkisi konusunda yapılan çalışmalarda, toksik konsantrasyon konusunda çok geniş aralığa dağılan sonuçlar verilmektedir. Bu elementin balıklar üzerindeki toksik etkisinin mekanizması tam olarak bilinmemekle beraber, çinkonun balıklarda solungaçlara zarar vererek solunumu inhibe ettiği belirtilmektedir (Stark, 1998).

Kirleticilerin deniz canlıları üzerine etkileri çeşitli faktörlere bağlıdır. Bu faktörlerden biyolojik olanlar, etkilenen canlının türü, fizyolojik durumu, kirleticiye karşı toleransı, üreme ve gelişmesi, uyum kapasitesi şeklinde sıralanabilir. Biyolojik olmayan faktörler ise, sudaki metal türü, ortamda diğer metallerin ve kirleticilerin varlığı, çözünmüş organik karbonun yapısı, pH, sıcaklık, alkalinite, sertlik, çözünmüş oksijen, metal ve bütün bu maddeler arasındaki etkileşimler şeklindedir (Jakson vd., 2005). İki veya daha fazla kirleticinin bir ortamda bulunmasının ters sinerjik veya sinerjik etki yapabileceği bildirilmiştir (Manahan, 2000). Dolayısıyla metal kirliliği sucul ortamlarda önemli problemler oluşturmaktadır.

Araştırma kapsamında üç ayrı senaryo esas alınarak yapılan deşarj modelleme çalışmalarına göre, birinci (maden atıklarının yoğunluğu değiştirilmeden direkt olarak denize deşarjında) ve ikinci senaryolarda (maden atıklarının %50 si katı ayırma ünitesinde seyreltilerek denize deşarjında) atık su yoğunluğunun deniz suyu yoğunluğundan yüksek oluşu nedeniyle, maden atıklarının (tailings) derin deniz deşarj noktasında, yükselmeden zemin üzerinde dağıldığı ve batan jet oluşturduğu görülmüştür. Fabrikadan çıkan tüm atık suyun ayırma ünitesinden (pastefill) çıktıktan sonra oluşturulan üçüncü senaryoda ise düşük yoğunluktaki atık suyun bulanık su kütlesi oluşturduğu (plum) ve bu kütle nin piknoklin tabakasının alt kısmında kaldığı tespit edilmiştir. Modelleme sonuçlarına göre, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nden çıkan atık su (tailings) hiçbir senaryoda yaşam olan oksik tabakaya kadar ulaşmamaktadır ve dolayısıyla deşarjın Karadeniz'in makro canlılarına bir etkisinin olmadığı düşünölmektedir.

5. SONUÇLAR

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. (ÇBİ), maden zenginleştirme işleminden çıkan flotasyon atık suyunu Karadeniz'in 275 m derinliğindeki anoksik sularına deşarj etmektedir. 1994 yılında faaliyete başlayan ÇBİ, 2002 yılına kadar zenginleştirme işleminden çıkan atık sularını kıyıdan 3000 m açıktaki ve 385 m derine deşarj etmekteydi. Süreçte yaşanan bazı teknik problemler nedeniyle, 2002 yılından itibaren işletmeye ait atık suların deşarj edildiği derinlik 275 m olarak değiştirilmiştir. Bu çalışmada, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait atık suyun deşarj edildiği bölgede, atık su ilke birlikte gelen kirleticilerin zamansal ve uzaysal dağılımı incelenmiş ve bölgede kirliliğin eğilimi ortaya koyulmaya çalışılmıştır.

Çalışmada, farklı 7 istasyon ve bu istasyonlara ait 5 derinlikte yapılan sıcaklık değerleri ölçümlerinde, sıcaklığın mevsimsel değişiminin önemli olduğu, ancak alansal değişimin önemli olmadığı tespit edilmiştir. Sıcaklık değişimlerinin en fazla görüldüğü katmanın ise atmosfer ile direkt etkileşim halindeki yüzeye yakın tabakanın olduğu, 75 m ve daha derin tabakalardaki sıcaklığın çok fazla değişmediği saptanmıştır. Çalışma süresince yapılan ölçümlerde yüzey suyunda sıcaklık değerlerinin 7.94-27.33°C, 75 m'de 6.49-8.69°C, 150 m'de 7.95-8.84°C, 200 m'de 8.41-8.66°C ve 350 m'de 8.80-8.84°C arasında değiştiği ve yüzeyden derine gidildikçe sıcaklık değerlerindeki mevsimsel varyasyonun iyice azaldığı görülmektedir. Araştırmada, ÇBİ'ye ait atık suların etkilediği bölgedeki istasyonlar ile referans istasyonundaki sıcaklık farklarının önemli olmaması, atık suyun bölgede su sıcaklığını değiştirmesi bakımından herhangi bir etkisinin olmadığını, sıcaklık değişimlerinin tamamen doğal süreçlerden kaynaklandığını ortaya koymaktadır. Sıcaklık değerlerindeki derinliğe göre değişim incelendiğinde ise, sıcaklığın belirgin bir düşüş gösterdiği 75-150 m arasındaki derinliklerde, Karadeniz'de bir soğuk su ara tabakasının var olduğunu göstermektedir.

Karadeniz'de tuzluluk oranı yüksek ve oksijen bakımından daha fakir Akdeniz kaynaklı dip sularını, oksijence zengin ve tuzluluk oranı az olan yüzey sularından ayıran bir ara tabakanın varlığı, tabakalar arasındaki dikey karışımın oldukça düşük düzeyde olmasına neden olmaktadır. Bunun sonucu olarak derindeki sular yeterince oksijence beslenememektedir. Çalışma süresince yüzey, 75 m, 150 m ve 200 m derinliklerde ölçülen oksijen miktarının 6.90-11.8, 5.10-9.59, 0.26-5.88 ve <0.1-1.60 mg/L arasında değiştiği ve

yüzeiden derine gidildikçe oksijen değeriinde bir azalmanın olduğu saptanmıştır. Bu çalışmada elde edilen oksijen konsantrasyonları incelendiğinde, değeriindeki zamansal ve derinliğe göre değişimin önemli olduğu ancak alansal değişimin önemli olmadığı görülmektedir. Böylece bölgede oksijen düzeyinin tamamen doğal süreçlerden etkilenecek arttığı ve azaldığı, özellikle mevsimsel değişimde sıcaklığın bu artış ve azalmada önemli rol oynadığı söylenebilir.

Deniz ortamının pH'sı bu ortamdaki biyokimyasal olaylara ve sıcaklığa bağlı olarak değişir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre pH'nın mevsimsel değişiminde genelde bir düzensizliğin varlığı görülmektedir. pH değeriinde istasyonlar arası değişimin önemli olmadığı gözlenirken yüzeiden derine gidildikçe pH'nın azaldığı belirlenmiştir. Çalışmada ölçülen yüzeiy suları pH değeriilerinin ortalamasının okyanus suları pH değeri ile benzerlik gösterdiği ancak bu çalışmanın yürütüldüğu sahada derine inildikçe pH değeriinde önemli bir düşüşün olduğu görülmektedir. Nitekim yüzeiy suyunda ölçülen pH değeri 7.90-8.40 arasında değişirken, 350 m derinlikte bu değeriin 7.40-7.92 arasında değiştiği saptanmıştır.

Çalışma alanında hidrografik özellikleri belirlemek amacıyla ölçülen parametrelerden biri olan tuzluluk değeriilerinin mevsimsel ve derinliğe bağlı olarak önemli oranda değiştiği belirlenmiştir. Yüzeiden itibaren tuzluluk değeriilerinin 200 m derinliğe kadar belirgin bir artış gösterdiği, ancak 200 m den sonra artışın azalarak devam ettiği görülmektedir. Buna göre bölgedeki haloklin tabakasının tuzluluk değeriilerinin hızla artış gösterdiği 75-200 m derinliklerle arasında olduğu saptanmıştır. Tuzluluk değeriilerinin istasyonlara göre dağılımı incelendiğinde, önemli bir farkın olmadığı belirlenmiştir. Karadeniz'i oluşturan su kütleleri genel yapı itibarıyla, iki farklı su kütlelerinin etkileşmesinden ortaya çıktığından, daha çok tatlı su girdisi ve yağışlardan etkilenen yüzeiy katmanlarında mevsimsel değeriilerin daha geniş varyasyon gösterdiği saptanmıştır. Çalışma süresince yüzeiy suyunda ölçülen tuzluluk değeriileri ‰16.74-18.24 arasında değişim gösterirken, 350 m derinlikte bu değeriilerin ‰ 21.28-21.85 arasında değiştiği görülmektedir.

Bölgede ölçülen alkalinite değeriilerinin mevsimsel değişiminin düzensiz olduğu, ancak bu değeriilerin derinliğe bağlı olarak düzenli bir artış gösterdiği saptanmıştır. Yüzeiy (148.28-168.57 mg/L), 75 m (155.85-172.86 mg/L) 150 m (156.86-172.94), 200 m 159.14-174.71 mg/L) ve 350 m (163.00-180.00 mg/L) derinliklerde alkalinite değeriindeki mevsimsel değeriilerin geniş bir varyasyon gösterdiği görülmektedir.

Karadeniz'in gerek yüzey ve gerekse de dip sularının alkalinitesinin okyanuslara göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

Karadeniz dünyanın en büyük hacimli anoksik su kütesine sahiptir. Karadeniz'de daha tuzlu Akdeniz kökenli suların dip tabakalarda, daha az tuzlu suların yüzeyde yer alması ve bu iki tabakanın belirgin bir haloklin tabakası ile ayrılmış olması, suların dikey karışımını dolayısıyla yüzeyden derinlere oksijen taşınmasını engellemektedir. Dolayısıyla Karadeniz anoksik koşulların hüküm sürdüğü büyük hacimli su kütlelerine sahiptir. Bu çalışmada elde edilen değerlere göre araştırmanın yapıldığı Rize-Çayeli açıklarında yüzey ve 75 m derinliklerde hidrojen sülfür konsantrasyonunun <0.1 mg/L olduğu görülmektedir. 150 m derinlikte ise bazı mevsimlerde hidrojen sülfür miktarının 0.1 mg/L'den fazla olduğu belirlenmiştir. Ancak 200 m'den sonra hidrojen sülfür konsantrasyonunda belirgin bir artışın olduğu görülmüştür. Hidrojen sülfürün, miktarının çok az dönemde >0.1 mg/L olduğu 150 m derinlik ile 200 m derinlik arasında başlayarak derine gidildikçe konsantrasyonunun arttığı saptanmıştır. 200 m derinlikte hidrojen sülfür konsantrasyonu $<0.1-1.32$ mg/L arasında değişirken, 350 m derinlikte bu değer 1.70-3.21 mg/L arasında değiştiği tespit edilmiştir.

Deniz ortamına çeşitli yollarla giren metaller, ortamın yapısına bağlı olarak farklı davranışlar gösterirler. Bu çalışmada, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait derin deniz deşarj sistemi etkisinde kalan bölge ile etki alanı dışında kalan bölgede belirlenen istasyonlardan alınan su örneklerinde metal analizleri yapılmış ve yörede metal kirliliğinin boyutları belirlenmiştir. Böylece söz konusu işletmeye ait derin deniz deşarj sisteminden gelen atık suyun bölgedeki su sütununda metal kirliliğini artırıp artırmadığı ortaya koyulmuş ve ölçülen metal değerlerinin Su Kirliliği Yönetmeliği'nde verilen deniz suyunun genel kalite ölçütlerine göre değerlendirilmesi yapılmıştır. Ayrıca elde edilen bulgular ışığında atık sudan kaynaklanan metal girdisinin ekosistem üzerindeki etkileri ortaya koyulmuştur.

Bölgede yedi farklı istasyon ve istasyonlara ait beş derinlikte ölçülen arsenik miktarının mevsimsel değişiminde düzensiz bir dağılım olduğu görülmektedir. Çalışmanın başlangıcı olan 1993 Yılı Yaz döneminde yüzeyde arsenik değeri 0.40 $\mu\text{g/L}$, Sonbaharda ise 0.35 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenirken, son dönemi olan 2006 Yılında Kış, İlkbahar ve Yaz Mevsimlerinde ölçülen arsenik değerlerinin sırasıyla 0.13 , 0.24 , 0.16 $\mu\text{g/L}$ olduğu saptanmıştır. Buna göre çalışma alanındaki su sütununda, atık su girdisine bağlı olarak arsenik konsantrasyonunda düzenli bir artışın olduğu söylenemez. Ayrıca bölgede ölçülen

en yüksek arsenik miktarının (7.32 µg/L) Su Kirliliği Yönetmeliği deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değerin oldukça altında olduğu saptanmıştır.

Arsenik değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, uniform olmayan dağılıma rağmen yüzeyden derinliğe gidildikçe arsenik miktarında önemli bir artışın olduğu ve özellikle 200, 350 m derinliklerde arsenik miktarının yüksek olduğu saptanmıştır. Yüzey suyunda ölçülen arsenik değeri <0.1-0.76 µg/L arasında değişirken 200, 350 m derinliklerde bu değerin 0.65-6.95 ve 0.57-7.32 µg/L aralıklarında değişim gösterdiği belirlenmiştir.

Yörede ölçülen arsenik değerlerinin alansal dağılımı incelendiğinde, değerler arasında önemli bir farkın olmadığı görülmektedir. Buna göre bölgede deşarj edilen atık suyun su kolonundaki arsenik konsantrasyonu üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığı söylenebilir.

Çalışmada ölçülen cıva değerlerinin genellikle <0.1 µg/L ve sadece bazı dönemlerde ölçülen bu değerlerin gözlem sınırının üzerinde olduğu belirlenmiştir. Özellikle çalışmanın başlangıcı olan 1993 Yılı Yaz döneminde, yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m derinliklerde ölçülen cıva değerleri sırasıyla, 1.36, 0.24, 0.39, 0.50 ve 0.12 µg/L olarak belirlenmiştir. Ancak 2002 Yılı İlkbahar ayından itibaren çalışma sonuna kadar ölçülen tüm değerlerin <0.1 µg/L olduğu görülmektedir. Çalışma süresince ölçülen en yüksek cıva değeri dikkate alındığında, bölgedeki cıva düzeyinin Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değeri aşmadığı görülmektedir. Ayrıca cıva konsantrasyonunda görülen uzaysal ve zamansal değişimler değerlendirildiğinde, bölgeye deşarj edilen atık suyun su kolonundaki cıva miktarının değişimine herhangi bir etkisinin olmadığı görülmektedir.

Çalışma sahasında ölçülen kurşun değerlerinin mevsimsel dağılımının düzensiz olduğu saptanmıştır. Özellikle çalışmanın ilk zaman dilimini oluşturan Yaz 1993-Yaz 1995 yılları arasında bölgede yüzey suyunda ölçülen kurşun miktarı 1.01-3.07 µg/L arasında değişirken, ikinci zaman dilimini oluşturan Kış 2002-Yaz 2006 döneminde bu değerin 0.25-0.91 µg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Ölçüm yapılan diğer derinliklere de bakıldığında çalışmanın ilk periyodunda deniz suyundaki kurşun konsantrasyonunun genelde ikinci periyoda göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Böylece Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin atık suyunu deşarj ettiği bölgedeki deniz suyunda kurşun konsantrasyonunda yıllar itibarıyla herhangi bir artma eğiliminin olmadığı görülmektedir. Ayrıca çalışma süresince ölçülen en yüksek kurşun değerinin, Su Kirliliği

Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değeri aşmadığı saptanmıştır.

Kurşun miktarının derinliğe göre değişimi uniform olmayıp, ancak istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Bölgede kurşunun alansal dağılımı incelendiğinde istasyonlar arası farkın önemsiz olduğu ve böylece referans istasyon ile atık su deşarjının etkisindeki alanda bulunan istasyonlardaki kurşun miktarlarının farklı olmadığı görülmektedir.

Araştırma sahasında ölçülen kadmiyum değerlerinin zamansal ve uzaysal dağılımının uniform olmadığı belirlenmiştir. Özellikle mevsimsel değişim dikkate alındığında deniz suyundaki kadmiyum değerleri değişiminin artış veya azalış yönünde belli bir eğilim göstermediği görülmektedir. Çalışmanın başlangıç yılı olan Yaz ve Sonbahar 1993'te yüzey suyunda ölçülen kadmiyum konsantrasyonları sırasıyla 0.28, 0.15 µg/L iken, çalışmanın sonlandırıldığı yıl olan 2006 da Kış, İlkbahar ve Yaz dönemlerinde ölçülen kadmiyum değerlerinin 0.16, 0.28, 0.20 µg/L olduğu saptanmıştır. Kadmiyum değerlerinin alansal dağılımı incelendiğinde, yüzeyde STN 1 ile diğer istasyonlar arasında (STN 2-7), 75 m derinlikte ise bazı istasyonlar arasında istatistiki bir farkın olduğu, 150, 200 ve 350 m derinliklerde ise istasyonlar arası bir farkın olmadığı görülmektedir. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin atık sularını deşarj ettiği noktada bulunan STN 2'de ölçülen kadmiyum değerlerinin diğer istasyonlara göre yüksek olmadığı görülmektedir. Ayrıca çalışma alanında ölçülen kadmiyum düzeyinin Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değeri aşmadığı belirlenmiştir.

Bölgedeki su sütununda ölçülen mangan değerlerinin mevsimsel dağılımının önemli ancak düzensiz olduğu görülmüştür. Yüzey suyunda ölçülen mangan değerleri dikkate alındığında, 2004 Yılı İlkbahar ve Yaz Dönemlerinde konsantrasyonun yüksek olduğu saptanmıştır. Manganın mevsimsel dağılımındaki düzensizliğin bölgedeki mangan girdisinden mi yoksa deniz suyunun dikey karışımlarından mı kaynaklandığını açıklamak mevcut verilerle mümkün görülmemektedir. Çalışmada ölçülen mangan değerlerinin derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, derinliğe göre belirgin bir artışın olduğu, özellikle anoksik sularda mangan konsantrasyonunun önemli derecede arttığı saptanmıştır. Bu durum manganın oksijenli ve anoksik ortamlarda oluşturduğu farklı bileşiklerin deniz suyundaki çözünürlüğünün değişik olmasından ileri gelmektedir.

Manganın alansal dağılımı incelendiğinde yüzey ve 75 m derinliklerde istasyonlar arası farkın önemli olduğu, ancak 150, 200 ve 350 m derinliklerde istasyonlar arası önemli bir farkın olmadığı görülmektedir. Çalışmada en yüksek değer 571.60 µg/L olarak

ölçülmüş, ancak Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde mangan için herhangi bir değer verilmediğinden bölgede mangan kirliliğine yönelik genel bir değerlendirme yapılamamıştır.

Genelde bakır madeninin yapısında ve dolayısıyla flotasyon atığında bol miktarda bulunan demirin, çalışma süresince ölçülen değerlerinin mevsimsel dağılımının düzensiz ancak istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır. Çalışmanın başlangıç yılını oluşturan 1993 Yaz ve Sonbahar dönemlerinde yüzey suyunda ölçülen demir değerleri sırasıyla 6.76, 16.29 $\mu\text{g/L}$ iken, çalışmanın son yılını oluşturan 2006 yılı Kış, İlkbahar ve Yaz dönemlerinde bu değerlerin 25.25, 23.42 ve 15.28 $\mu\text{g/L}$ olduğu görülmektedir. Genel olarak demir değerlerinin zamansal değişimi incelendiğinde başlangıç döneminden sonra önce bir azalışın ancak çalışmanın son yıllarında belirgin bir artışın olduğu görülmektedir. Demir değerlerinde derinliğe göre değişimin önemli olduğu bulunmuştur. Genelde 150 m derinlikte düşük olan demir değerlerinin 200 m'den itibaren önemli oranda arttığı görülmektedir. Böylece deniz suyunda daha çok oksit ve hidroksit şeklinde bulunan demirin, oksijen konsantrasyonunun çok düşük veya oksijenin hiç olmadığı sularda, miktarının arttığı görülmektedir. Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait derin deniz deşarj sisteminin çıkış noktası ile örtüşen STN 2'de ölçülen demir değerleri Yüzey, 75 m, 150 m, 200 m ve 350 m'de sırasıyla 15.88, 10.37, 8.80, 14.74 ve 19.37 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Bu değerler diğer istasyonlarda ölçülen değerlerden bazı derinliklerde daha yüksek değildir. Dolayısıyla demir değerlerinin zamansal dağılımda görülen artma eğiliminin, söz konusu işletmeye ait atık sudan kaynaklanıp kaynaklanmadığının ortaya koyulması oldukça güçtür.

Çalışmanın ilk zaman dilimini oluşturan Yaz 1993-Yaz 1995 döneminde bölgede yüzey suyunda ölçülen bakır değerleri 2.93-11.55 $\mu\text{g/L}$ arasında değişirken, ikinci zaman dilimi olan Kış 2002-Yaz 2006 döneminde ölçülen bakır değerlerinin 0.45-2.86 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği görülmektedir. Genel olarak bakır değerlerinin mevsimsel dağılımı incelendiğinde, değişimin düzensiz ve istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır. Bölgede farklı istasyon ve derinliklerde ölçülen bakır miktarının, uzaysal değişiminin de önemli olduğu belirlenmiştir. Her bir istasyonda bakırın derinliğe göre dağılımı incelendiğinde, çoğunlukla oksijenli bölgede bakır konsantrasyonunun yüksek, anoksik bölgede ise düşük olduğu görülmektedir. Bu durum oksijenli su katmanında çözülmüş formda bulunan bakırın, anoksik bölgede sülfid bileşimini oluşturarak dibe çökmesinden ileri gelmektedir. Çalışmada, İlkbahar 1994'de en yüksek bakır değeri olarak ölçülen

11.15 µg/L'nin, Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde bakır için verilen limit değeri aştığı, ancak diğer tüm ölçümlerin, limit değerinin altında olduğu belirlenmiştir.

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin atık sularını deşarj ettiği bölgede yürütülen bu çalışmada ölçülen çinko değerlerinin mevsimsel değişiminin düzensiz ancak önemli olduğu saptanmıştır. Ayrıca çalışmanın ilk periyodunu oluşturan Yaz 1993-Yaz 1995 döneminde yüzey suyunda belirlenen çinko değerlerinin 2.38-112.27 µg/L, ikinci periyodu olan Kış 2002-Yaz 2006 döneminde ise bu değerlerin 2.79-13.21 µg/L arasında değiştığı tespit edilmiştir. Dolayısıyla bu sonuçlar dikkate alındığında bölgede çinko konsantrasyonunun bir artış veya azalış yönündeki eğilimi konusunda bir yargıya varmak güçtür. Çinkonun bölgedeki alansal dağılımı incelendiğinde yüzey, 75 ve 350 m derinliklerde ölçülen değerlerin istasyonlara göre değişiminin önemli olduğu görülmektedir. Derinliğe göre değişimde ise 200 m'den sonra genelde çinko konsantrasyonunda belirgin bir azalmanın olduğu belirlenmiştir. Bu durum oksik bölgede suda çözülmüş olan çinkonun, anoksik bölgede sülfür ile bileşik oluşturarak dibe çökmesi ve biyolojik uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır.

Metallerin su canlılarına etkileri, metalin türüne, konsantrasyonuna, etki mekanizmasına, etki süresine, etkilenen canlının yapısına ve bu maddelerin birbirleriyle ve diğer kirleticilerle olan etkileşimlerine göre değişmektedir. Çalışma alanında ölçülen metal değerleri dikkate alındığında, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'nin atık suyunu derin denize yani canlı hayatı olmayan anoksik bölgeye deşarj etmesi, bölgede ekosistemin korunması bakımından son derece önemlidir. Ölçülen metal konsantrasyonlarının mevsimsel değişimlerinin düzensiz oluşu bölgede, metal miktarlarının artışı yönünde bir eğilimin olup olmadığını ortaya koyulmasını güçleştirmektedir.

Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait atık suyun deşarj edildiği alan için yapılan ve atığın dağılımını gösteren modelleme çalışmasında, katı ayırma ünitesinde işleme tabi tutulmadan ve %50 si işleme tabi tutularak gönderilen atığın zemine çöktüğü saptanmıştır. Katı ayırma ünitesinde işleme tabi tutulan atığın ise yoğunluğunun az olması nedeniyle piknoklin tabakasının alt kesimine kadar bulanık bir kütle oluşturacak şekilde dağıldığı belirlenmiştir. Ayrıca katı ayırma işlemine tabi tutulan atıkların oksijen ihtiva eden tatlı su ile karıştırılması, anoksik bölgede sülfürün yükseltgenerek sülfat asidi oluşumuna neden olmaktadır.

6. ÖNERİLER

Çalışma sonuçlarına göre, Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'ye ait atık suyun deşarj edildiği bölgede, su sütunundaki ağır metal düzeyleri ile ilgili herhangi bir eğilim ortaya çıkmamıştır. Ancak buna rağmen bölgede izleme çalışmalarının devam etmesi gerekmektedir.

Maden çıkarma ve flotasyon işlemi yapan Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş., atık suyunu mevcut durumuyla derin denize deşarj etmelidir. Kesinlikle atık su deşarj derinliğini azaltılmamalıdır.

Deniz suyunun fiziksel ve kimyasal özellikleri birbirleriyle etkileşim içerisinde birçok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Bu nedenle bölgede ölçülen metal değerlerindeki mevsimsel değişimin, karasal girdilerden mi yoksa deniz suyu içerisindeki fiziksel ve kimyasal etkiler ile diğer faktörlerden mi kaynaklandığını ortaya koymak oldukça güçtür. Bu nedenle bu tür çalışmalarda ölçülen parametrelerin düzey ve dağılımlarını etkileyebilecek değişkenlerin de belirlenmesi gerekir.

Genelde metallerin deniz suyundaki miktarları düşük ve oldukça değişkendir. Dolayısıyla bu tür çalışmalarda deniz suyu yanında canlı ve sedimentte de metal konsantrasyonlarının ölçülmesi gerekmektedir.

Atık su içerisinde yoğun olarak bulunan katı maddelerin bölgede sediment ile etkileşimi ve sediment yapısında ne tür bir değişime neden olduğu araştırılmalıdır.

Deniz suyunda belirlenen en yüksek metal değerleri, Su Kirliliği Yönetmeliği'nde verilen deniz suyu genel kalite ölçütlerindeki limitleri aşmamaktadır. Ancak yinede atık su deşarjının yapıldığı bölgede, balıkçılık faaliyetleri izlenmeli ve bu konuda herhangi bir olumsuzluğun olup olmadığı ortaya koyulmalıdır.

7. KAYNAKLAR

- Abdullah, M.I., Shiyu, Z. ve Mosgren, K., 1995. Arsenic and Selenium Species in the Oxidic and Anoxic Waters of the Oslofjord, Norway, Marine Pollution Bulletin, 31, 1, 116-126.
- Alemdağ, N., 1999. Güneydoğu Karadeniz'in Su Kolonunda Bazı Fiziksel Parametreler ve Eser Elementlerin Dağılımlarının Araştırılması, Doktora Tezi, K.T.Ü., Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Alkan, A., Serdar, S. ve Zengin, B., 2004. Trabzon Açıklarında Deniz Suyunun Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin İncelenmesi, Su Ürünleri Dergisi, 21, 1-2, 7-8.
- Anonim, 1991. Tübitak Deniz Bilimleri ve Çevre Araştırmaları Grubu, Ulusal Deniz Ölçme ve İzleme Programı, Karadeniz Araştırmalarının (1986-1990) Son Beş Yıllık Değerlendirme Raporu, İçel.
- Anwari, M.A., Tuncel, G. ve Ataman, O.Y., 1991. Lead and Nickel Levels in Black Sea Aerosols by ETA-AAS Intern, J. Environ Anal. Chem., 478, 227-237.
- Arıman, H. ve Düzgüneş, E., 2004. Doğu Karadeniz'de (Trabzon) Sal Sisteminde İp Kolektörlerle Midye (*Mytilus galloprovincialis* Lam., 1819) Spatlarının Toplanması, EÜ, Su Ürünleri Dergisi, 21, 1-2, 43-47.
- Artüz, İ., 1992. Deniz Kirlenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi Yayınevi, İstanbul.
- APHA, AWWA, ve WEF, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Edited by, M. Ann ve H. Franson, 18th. Edition, APHA, Washington, DC.
- Baer, R.L., Sherman G.E. ve Plumb, P.D. 1992., Submarine Disposal of Mill Tailings from On-Land Sources- An Overview and Bibliography – Report No. OFR 89-92, U.S. Department of the Interior Bureau of Mines.
- Bakan, G. ve Özkoç, H.B., 2007. An Ecological Risk Assessment of the Impact of Heavy Metals in Surface Sediments on Biota from the mid-Black Sea Coast of Turkey, International Journal of Environmental Studies, 64, 1, 45-57.
- Bartolome, B., Cordoba, S., Nieto, S., Fernandez- Herrera, J. ve Garcia-Diez, A., 1999. Acute Arsenic Poisoning; Clinical and Histopatologic Features, British Journal of Dermatology, 141, 1106-1109.
- Baykut, F., Aydın, A. ve Artüz, İ., 1982. Bilimsel Açından Karadeniz, İstanbul Üniversitesi Yayınları, İstanbul.

- Brewer, P.G. ve Sencer, D.W., 1974. Distribution and Flux of Some Trace Between Dissolved and Particulate Phases in the Black Sea, Chemistry and Biology, 20, 137-143.
- Brown, V.M., Mitrovic, V.V. ve Stark, G.T.C., 1968. Effect of Chronic Exposure to Zinc on Toxicity of a Mixture of Detergent and Zinc. Wat. Wks., 2, 225-263.
- Canlı, M. ve Atlı, G., 2002. The Relationships Between Heavy Metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) Levels and the Size of Six Mediterranean Fish Species, Environmental Pollution, 121, 129-136.
- Castilla, J.C. ve Nealler, E., 1978. Marine Environmental Impact Due to Mining Activities of El Salvador Copper Mine, Chile, Marine Pollution Bulletin, 9, 67-70.
- Cengiz, M., 1990. Su Kirliliği ve Kontrolü, 1. Baskı, Akdeniz Üniversitesi Matbaası, Egridir.
- Clark, R.B., 1992. Kranke Meere, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Cullen, W.R. ve Reimer K.J., 1989. Arsenic Speciation in the Environment, Chem. Rev., 89, 713-64.
- Çoruh, S. ve Ergun, O.N., 2006. Leaching Characteristics of Copper Flotation Waste Before and After Vitrification, Journal of Environmental Management, 81, 333-338.
- Daniel, S.R., Jose Luis, G.A., Girandes, I., Velasco, A. ve Morales, E., 2005. Arsenic in River and Estuarine Waters from Southwest Spain, Science of the Total Environment, 345, 207-217.
- Denton, G.R.W. ve Jones, B.C., 1986. Trace Metals in Fish from the Great Barrier Reef, Marine Pollution Bulletin, 17, 5, 201-209.
- Dethlefsen, V. ve Tiews, K., 1985. Review on Effects of Pollution on Marine Fish Life and Fisheries in the North Sea, Journal of Applied Ichthyology, 1, 3, 09-118.
- Deuser, W.G., 1971. Organic Carbon Balance of the Black Sea, Deep Sea Res. 18, 995-1004.
- Doneker, R.L. ve Jirka, G.H., 1990. "Expert Systems for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Single Port Discharges (CORMIX1)", Technical Report EPA/600/3-90/012, U.S. EPA Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
- Dyrssen, D., 1985. Some Calculation on Black Sea Chemical data, Chemical Scripta, 25, 199-205.

- Egemen, Ö. ve Başaran, A.K., 2002. Doğu Karadeniz’de (Samsun, Türkiye) Bazı Fiziko-Kimyasal Parametrelerin Araştırılması, Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Dergisi, 19, 177-182.
- Ellis, D.V. ve Hoover, P.M., 1990. Benthos Recolonizing Mine Tailings in British Columbia Fjords, Marine Mining, 21, 59-99.
- Ellis, D.V. ve Ellis, K., 1994. Very Deep STD, Marine Pollution Bulletin, 28, 472-476.
- Ellis, D.V., Petersen, F.F., Poling, G.W., Pelletier, C. ve Horne, I., 1995. Review of 23 Years of STD: Island Copper Mine Canada, Marine Ceoresources and Geotechnology, 13, 59-99.
- Emre, Y., 1987. Gemlik Körfezinde Midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) Bazı Ağır Metallerin Düzey ve Dağılımlarının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- Evgeniy, V.Y., Oleg, P.I. ve Valeriy, K.C., 2005. Seasonal Changes in the Hydro Chemical Structure of the Black Sea Redox Zone, Oceanography, 18, 2, 48-55.
- Ganguli, R., Wilson, T.E. ve Bandopadhyay, S., 2002. STADES: An Expert System for Marine Disposal of Tailings, Mining Engineering, 54, 4, 29-34.
- Gey, H. ve Mordoğan, H., 1988. İzmir Körfezindeki Bazı Deniz Organizmalarında ve İç Körfezin Sahil Kenarı Sedimentlerinde Çeşitli Ağır Metal Derişimleri, Doğa Zooloji Dergisi, 12, 3, 216-224.
- Gündüz, T., 1994. Çevre Sorunları, AÜ, Fen Fakültesi, Kimya Bölümü, Ankara.
- Güven, K.C. ve Topçuoğlu, S., 1991. Pollution Monitoring of the Black Sea by Marine Organism, Black Sea Symposium, Editor Prof. Dr. Kasım Cemal Güven, Karadeniz Eğitim, Kültür ve Çevre Koruma Vakfı, İstanbul.
- Hacısalıhoğlu, G., Balkaş, T.I., Tuncel, S.G., Herman, D.H., Ölmez, I. ve Tuncel, G., 1991. Trace Element Composition of the Black Sea Aerosols, Deep Sea Research, 38, 1255-1266.
- Hall, L., Scott, W. ve Kilen, W.D., 1997. Ecological Risk Assessment of Copper and Cadmium in the Surface Waters of Chesapeake Bay Watershed, Environmental Toxicology and Chemistry, 17, 6, 1172-1189.
- Hall, L. ve Anderson, R.D., 1999. A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater Environments, Marine Pollution Bulletin, 38, 3, 207-218.
- Hamed, M.A. ve Emara, A.M., 2006. Marine Mollusc as Biomonitors for Heavy Metal Levels in the Gulf of Suez, Red Sea, Journal of Marine Systems, 60, 220-234.

- Haraldson, C. ve Westerlund, S., 1991. Total and Suspended Cadmium, Cobalt, Copper, Iron, Lead, Manganese, Nickel and Zinc in the Water Column of the Black Sea, *Black Sea Oceanography*, Edited by E. İzdar ve J.W. Murray, Kluwer Academic Publishers, London.
- Hasmi, M.I., Salem, M. ve Shabbir, A.T., 2002. Heavy Metal Concentration in Water and Tiger Prawn (*Penaeus monodon*) from Grow-out Farms in Sabah, North Borneo, *Food Chemistry*, 79, 151-156.
- Hiscock, W.T. ve Millero, F.J., 2005. Nutrient and Carbon Parameters During the Southern Ocean Iron Experiment (SOFEX), *Deep Sea Research*, I, 52, 2086-2108.
- Hook, E.S. ve Fisher, N.S., 2002. Toxicology Tests With Aquatic Need to Consider the Tropic Transfer of Metals, *Toxicology*, 181, 182, 531-536.
- Hunt, L. ve Howard, A.G., 1994. Arsenic Speciation and Distribution in the Camon Estuary Following the Acute Discharge of Contaminated Water From a Disused Mine, *Marine Pollution Bulletin*, 28, 28-33.
- İzdar, E., 2000. Çayeli Bakır İşletmeleri, Derin Deniz Deşarji Ölçme ve İzleme Projesi, Karadeniz Atık Deşarji ve Büyükdere Çevresel İzleme Programı, 1993-1999 Dönemi Ölçüm ve Değerlendirme Raporu, İzmir.
- IIED., 2002. Mining for the Future: Appendix A: Large Volume Waste Working Paper, Mining, Minerals and Sustainable Development Project Report. International Institute for Environment and Development.
- Jackson, R.N., Baird, D. ve Els, S., 2005. The Effect of the Heavy Metals Lead and Zinc on the Brood and Larval Development of the Burrowing Crustacean, *Callianassa kraussi*, *Water SA*, 31, 107-115.
- Klinke, H.R., 1966. Krankheiten und Schaedigungen der Fischer, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Kocataş, A., 1993. Oseanoloji, Deniz Bilimlerine Giriş, Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir.
- Konovalov, S., Samodurov, A., Oğuz, T. ve Ivanov, L., 2004. Parameterization of Iron and Manganese Cycling in the Black Sea Suboxic and Anoxic Environment, *Deep Sea Research*, 51, 2027-2045.
- Korzeniewski, K. ve Neugebauer, E., 1991. Heavy Metals Contamination in the Polish Zone of Southern Baltic, *Marine Pollution Bulletin*, 23, 687-689.
- Kremling, K. ve Petersen, H., 1984. Synoptic Survey on Dissolved Trace Metal Levels in Baltic Surface Waters, *Marine Pollution Bulletin*, 15, 9, 329-334.

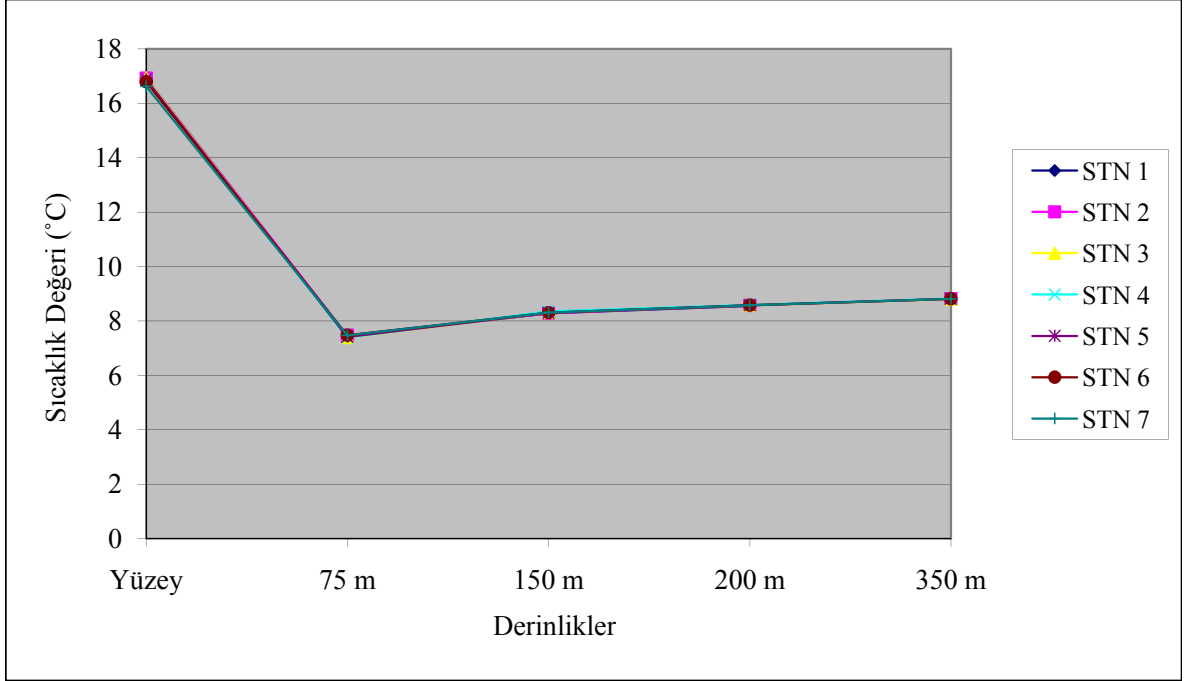
- Kruatrachue, M., Poketityook, P., Sretarugsa, P., Supanopas, P. ve Upatham, E.S., 2005. Acute and Sub chronic Toxicity of Lead to the Spotted Babylon, *Babylonia Areolata* (neogastropoda, buccinidae), Journal of Shellfish Research, 24, 91-98.
- Kumada, H., Kimura, S. ve Yokoto, M., 1980. Accumulation and Biological Effects of Cadmium in Rainbow Trout, Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 46, 97-103.
- Lamborg, C.H., Yiğiterhan, O., Fitzgerald, W.F., Balcom, P.H., Hammerschmidt, C.R. ve Murray, J., 2008. Vertical Distribution of Mercury Species at Two Sites in the Western Black Sea, Marine Chemistry, 111, 1-2, 77-78.
- Lee, J.W., 2000. Manganese Intoxication, Archives of Neurology, 57, 4, 597-599.
- Landing, W.M., ve Lewis, B.L., 1991. Thermodynamic Modeling of Trace Metals Specification, Black Sea Oceanography, 351, 125-169.
- Lewis, B. L., ve Landing, W.M., 1992. The investigation of Dissolved and Suspended Particulate Trace Metal Fractionation in the Black Sea, Marine Chemistry, 40, 1-2, 105-141.
- Manahan, E.S., 2000. Environmental Chemistry, Seventh Edition, Lewis Publishers, Florida.
- Mee, L.D., 1992. The Black Sea in Crisis: A Need for Concerted International Action, Ambio, 21, 4, 278-286.
- Medinets, V.I., Kolosov, A.A. ve Kolosov, V.A., 1994. Toxic Metals in Marine Environment, In Investigation of the Black Sea Ecosystem. Collection of Paper of Ukrainian Scientific Center of the Sea Ecology, Odessa.
- Mickeniene, L., Syvokiene, J. ve Stasiunaite, P., 2007. Effect of Copper Ions on Growth and Bacterial Aundance in the Intertinal Tract of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Larvae, Acta Zoologica Litu Anica, 17, 1, 16-21.
- Moschou, M., Papaefthimiou, C., Kagiava, A., Anonopoulou, E. ve Theophilidis, G., 2008. In Vitro Assessment of the Effect of Cadmium and Zinc on Mammalian Nerve Fibres, Chemosphere, 71, 10, 1996-2002.
- Murray, J.W., 1991. The Black Sea Oceanology: Results from the 1988 Black Sea Expedition. Deep Sea Research, 38, 2, 655-661.
- Oğuz, T., Sur, H.İ., ve Ünlüata, Ü., 1989. Batı ve Orta Karadeniz'in Oşinografisi, Ulusal Deniz Ölçme ve İzleme Programı, İçel.

- Oğuz, T., Violette, P.E. ve Ünlüata, Ü., 1992. The Upper Layer Circulation of the Black Sea: It's Variability as Inferred Form Hydrographic and Satellite Observations, Journal of Geophysical Research, 97, 12,569-12,584.
- Polikarpov, G.G., Zaitsev, Yu. P., Zats, V.I. ve Radchenko, L.A., 1991. Pollution of the Black Sea (Levels and Sorces), Proceedings of the Black Sea Symposium Ecological Problems an Economical Prospects, 16-18 September 1991, Istanbul, 15-42.
- Radhakrishnaiah, K., Suresh, A. ve Sivaramakrishna, B., 1993. Effect of Sublethal Concentration of Mercury and Zinc on the Energetic of a Freshwater Fish *Cyprinus carpio*. Acta Biol. Hung, 44, 375-385.
- Rashed, M.N., 2001. Monitoring of Environmental Heavy Metals in Fish for Nasser-Lake, Environmental International, 27, 27-33.
- Resmi Gazete, 2004. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Başbakanlık Basımevi 25687.
- Riba, I., Blasco, J., Jimenes-Tenorio, N. ve Angel Del Valls, T., 2005. Heavy Metal Bioavaibility and Effects: I. Bioaccumulation Causes by Mining Activities in the Gulf of Cadız (SW, Spain), Chemosphere, 58, 659-669.
- Riley, J.P. ve Skirrow, G., 1975. Chemical Oceanography, Second Edition, Academic Press, London.
- Ross, D.A., Uchup, E. ve Bowin, C.O., 1974. Shallow Structure of Black Sea, E.T. Degens and D.A. Ross (Editor), The Black Sea-Geology, Chemistry and Biology, ASPG Memoir, Oklahoma.
- Samsunlu, A., Akça, L. ve Uslu, O., 1995. Problems Related to and Existing Marine Outfall: Marmaris-an Example, Water Science and Technology, 32, 2, 225-231.
- Saydam, A.C., Yılmaz, A., Salihoğlu, I. ve Baştürk, Ö., 1989. Batı Karadeniz'in Oşinografisi "Kimyasal Oşinografi" Tekn.Rap., ODTÜ-Deniz Bilimleri Enstitüsü, Mersin, 2,108s.
- Scott, G.R. ve Sloman, K.A., 2004. The Effect of Environmental Pollutants on Complex Fish Behavior: Integrating Behavioral and Physiological Indicators of Toxicity, Aquatic Toxicology, 68, 4, 369-392.
- Sherrell, R.M. ve Boyle, E.A., 1992. The Trace Metal Composition of Suspended Particles in the Oceanic Water Column Near Bermuda, Earth Planet Sci.Lett., 111, 155-174.
- Simon, C.A. ve Kwong, K.Y.T., 2004. Deep Sea Tailings Placement: Critical Review of Environmental Issue, A Review Jointly Undertaken by CSIRO Australia and CANMET Canada, Canada.

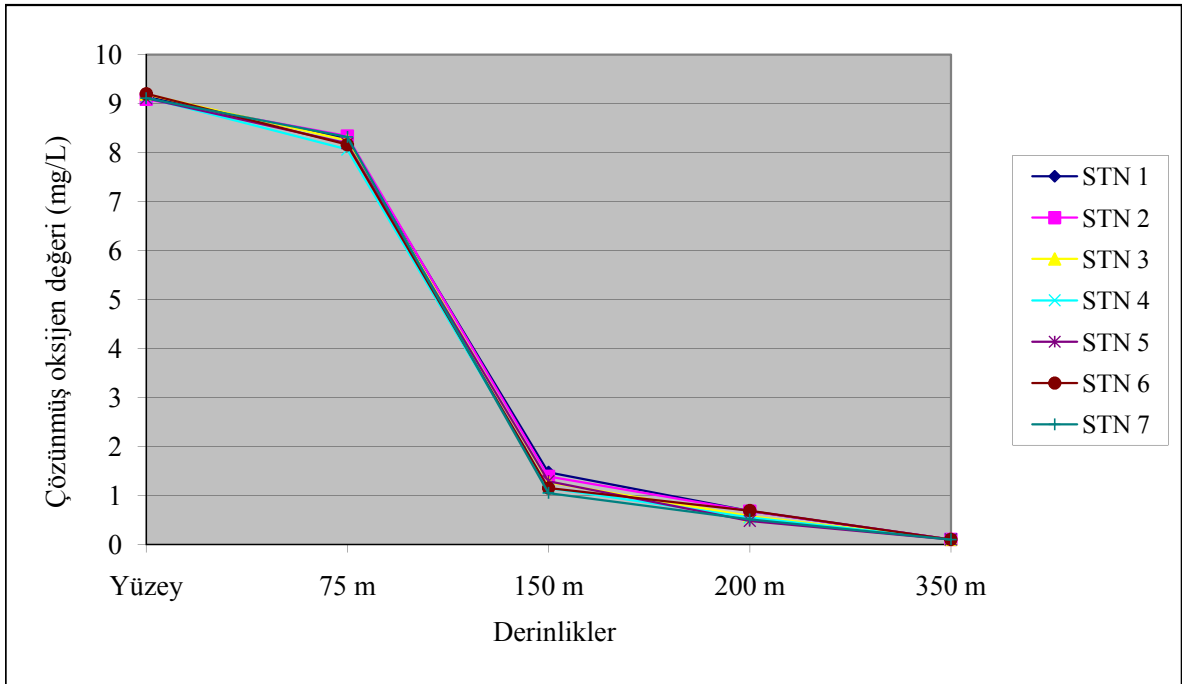
- Stark, J.S., 1998. Heavy Metal Pollution and Macrobenthic Assemblages in Soft Sediments in Two Sydney Estuaries, Australia, Marine Freshwater Research, 49, 533-540.
- Sokal, R.R. ve Rolf, F.J., 1974. Introduction to Biostatistics, Edited by, W.H. Freeman. Second Edition, New York.
- Sorokin, Y.I., 1983. Estuaries and Enclosed Seas, Ketchum, B.H.(Ed.), Elsevier, Amsterdam.
- Tankere, S.P.C., Muller, F.L.L, Burton, J.D., Statham, P.J., Guieu, C. ve Martin, M., 2001. Trace Metal Distribution in Shelf Waters of the Northwestern Black Sea, Continental Shelf Research, 21, 1501-1532.
- Tolmazin, D., 1985. Changing Coastal Oceanography of the Black Sea, I:North Western Shelf, Progress in Oceanography, 15, 217-276.
- Top, Z. ve Pope, L., 1991. Noble Gases and Tritium in the Black Sea, Proceeding of NATO Advanced Research Workshop, Ekim 1989, Kluwer Pres, İzmir.
- Topçuoğlu, S., Kırbaşoğlu, Ç. ve Güngör, N., 2002. Heavy Metals in Organism and Sediments from Turkish Coast of the Black Sea, Environmental International, 27, 521-526.
- Topping, G. ve Mee, L.D., 1999. Black Sea Pollution Assessment, Black Sea Environmental Series, UN Publications, New York.
- Tuncel, G., Tuncer, G. ve Güllü, G., 1993. Karadeniz Deniz Kirliliği Ölçüm ve İzleme Projesi. 1993 Nihai Raporu, T.C. Çevre Bakanlığı, Ankara.
- URL-1, www.portfolio.mvm.ed.ac.uk/studentwebs/session2/group29/arsentox.htm Metals as Toxins. 25 Ağustos 2006.
- URL-2, http://www.mozturk.net/content_images/arsenik.doc İçme Suyunda Arsenik Miktarı ve Sağlık Üzerine Etkisi. 1 Haziran 2008.
- URL-3, www.portfolio.mvm.ed.ac.uk/studentwebs/session2/group29/mangantox.htm Metals as Toxins. 25 Ağustos 2006.
- URL-4, www.lenntec.com/periodic-chart-elements/Mn-en.htm Chemical Properties of Manganese-Health Effect of Manganese- Environmental Effect of Manganese. 25 Ağustos 2006.
- URL-5, www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/ Canadian Water Quality Guidelines, National Guidelines and Standard Office, Environment Canada, 11 February 2005.

- Uslu, O. ve Benli, H.A., 1995. Ulusal Çevre Eylem Planı, Deniz Kaynaklarının Yönetimi ve Kirlilik Kontrolü Çalışma Grubu Raporu, Başbakanlık, Devlet Planlama Teşkilatı Müsteşarlığı, İzmir.
- Uslu, O. ve Türkman, A., 1987. Su Kirliliği ve Kontrolü, T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Eğitim Dizisi 1, Ankara.
- Ünsal, İ., 2001. Mathematical Behavior Model of Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş. Tailings, İstanbul.
- Weinberg, E.D., 1974. Iron and Susceptibility to Infectious Disease, Science, 184, 952-956.
- Weisel, A.D., Piotrowicz, S.R., Harvey, G.R., Boran, A. D. ve Springer-Young, M., 1984. Cadmium, Copper and Zinc Interactions with Marine Humus as a Function of Legends Structure, Marine Chemistry, 14, 4, 333-346.
- Windom, H.L., Tankere, S.P.C. ve Guieu, C., 1999. Assessment of Metal Contamination of the Black Sea, Black Sea Pollution Assessment, Black Sea Environmental Series, 10.
- Wu, J. ve Luther G.W., 1994. Size-Fractioned Iron Concentrations in the Water Column of the Western North Atlantic Ocean, Limnol Oceanography, 39, 5, 1119-1129.
- Yakushev, E.V., Chanovnikov, V.K., Debolskaya, E.I., Egorov, A.V., Makkaveev, P.N., Pakhomova, S.V., Podymov, O.I. ve Yakubenko, V.G., 2006. The Northeastern Black Sea Redox Zone: Hydrochemical Structure and Its Temporal Variability, Deep-Sea Research, 53, 1769-1786.
- Yemencioğlu, S., Erdoğan, S. ve Tuğrul, S., 2006. Distribution of Dissolved forms of Iron and Manganese in the Black Sea, Deep-Sea Research, 53, 1842-1855.
- Yücesoy, F. ve Ergin, M., 1992. Heavy Metal Geochemistry of Surface Sediments from Southern Black Sea Shelf and Slope, Chemical Geology, 99, 265-287.
- Zeri, C., Taliadourı-Voutsinou, F., Romanov, A.S., Ovsjany, E.I. ve Moriki, A., 2000. A Comparative Approach of Dissolved Trace Element Exchange in Two Interconnected Basin: Black Sea and Aegean Sea, Marine Pollution Bulletin, 40, 8, 666-673.
- Zoller, W.H., Gladney, E.S. ve Duce, R.A., 1974. Atmospheric Concentration and Sources of Trace Metals at the South Pole, Science, 183, 138-143.

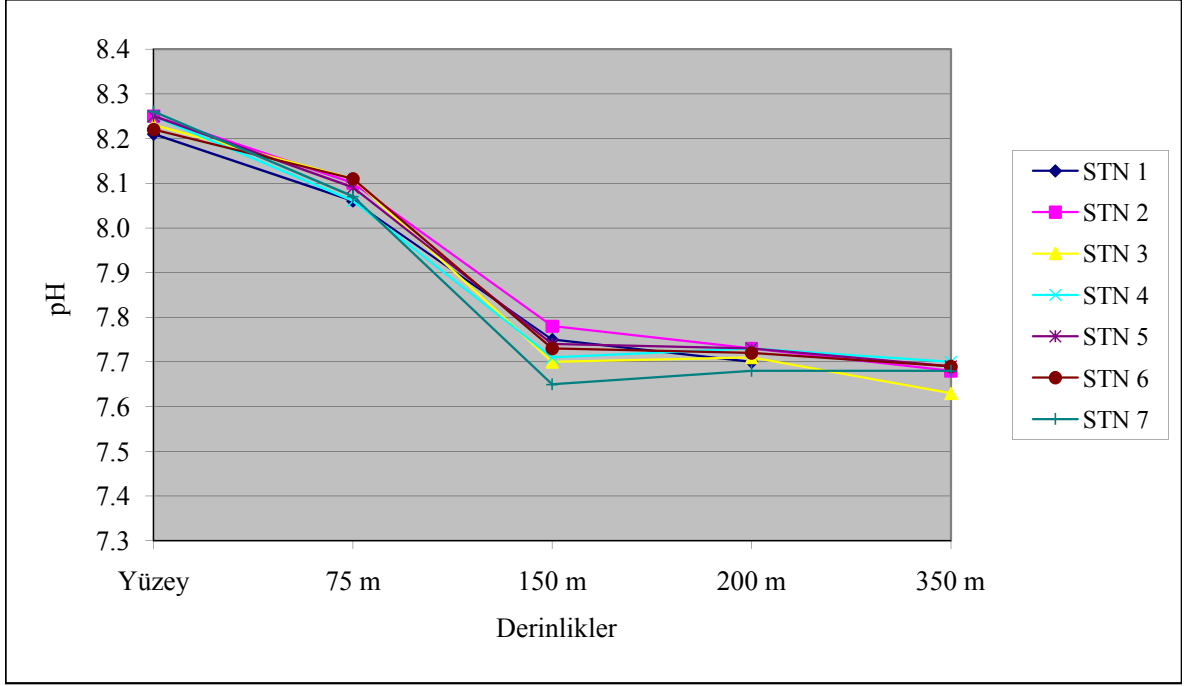
8. EKLER



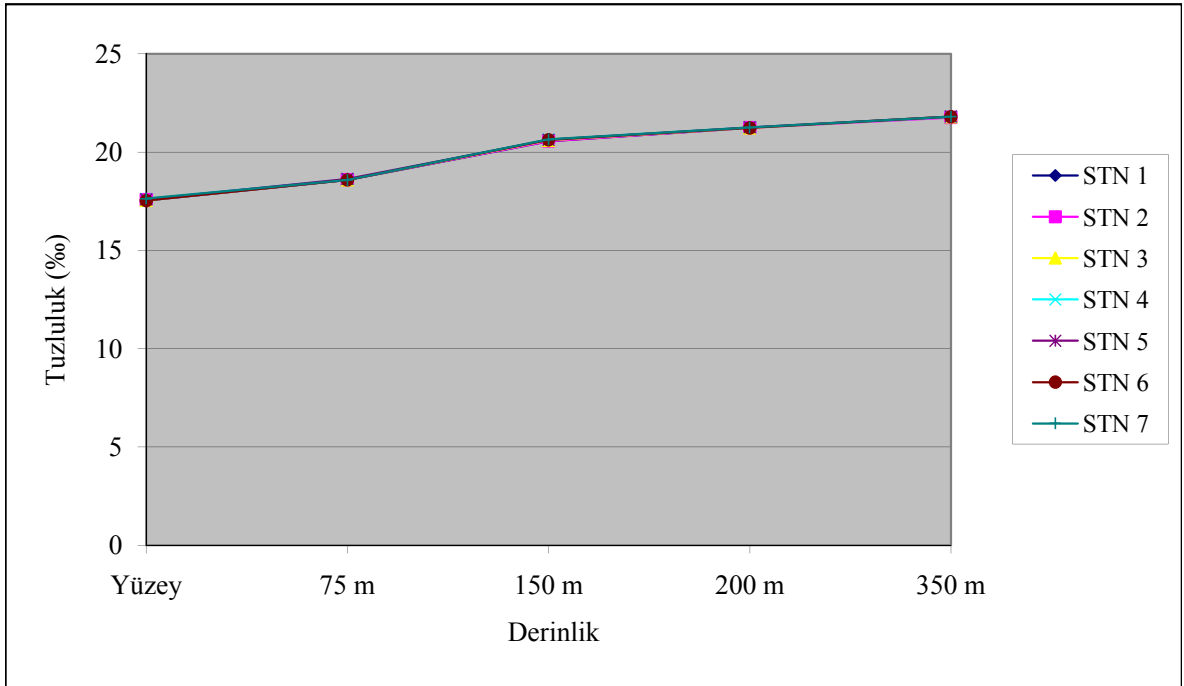
Ek Şekil 1. Sıcaklık değerlerinin derinliğe göre dağılımı



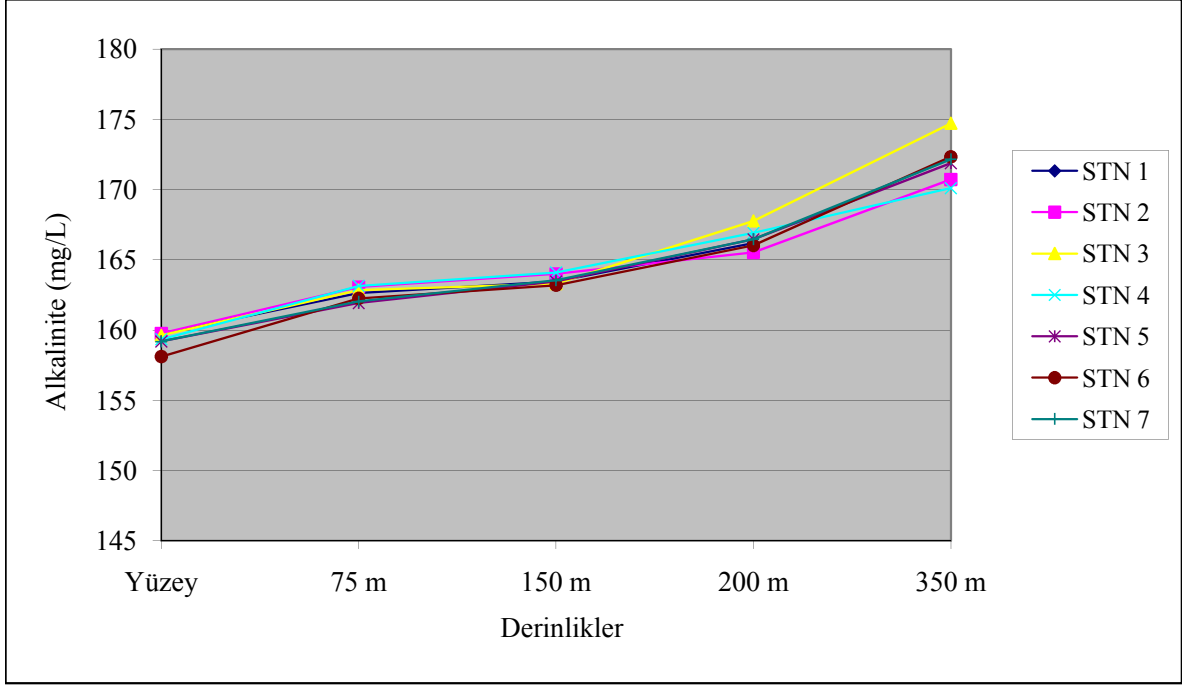
Ek Şekil 2. Çözünmüş oksijen değerlerinin derinliğe göre dağılımı



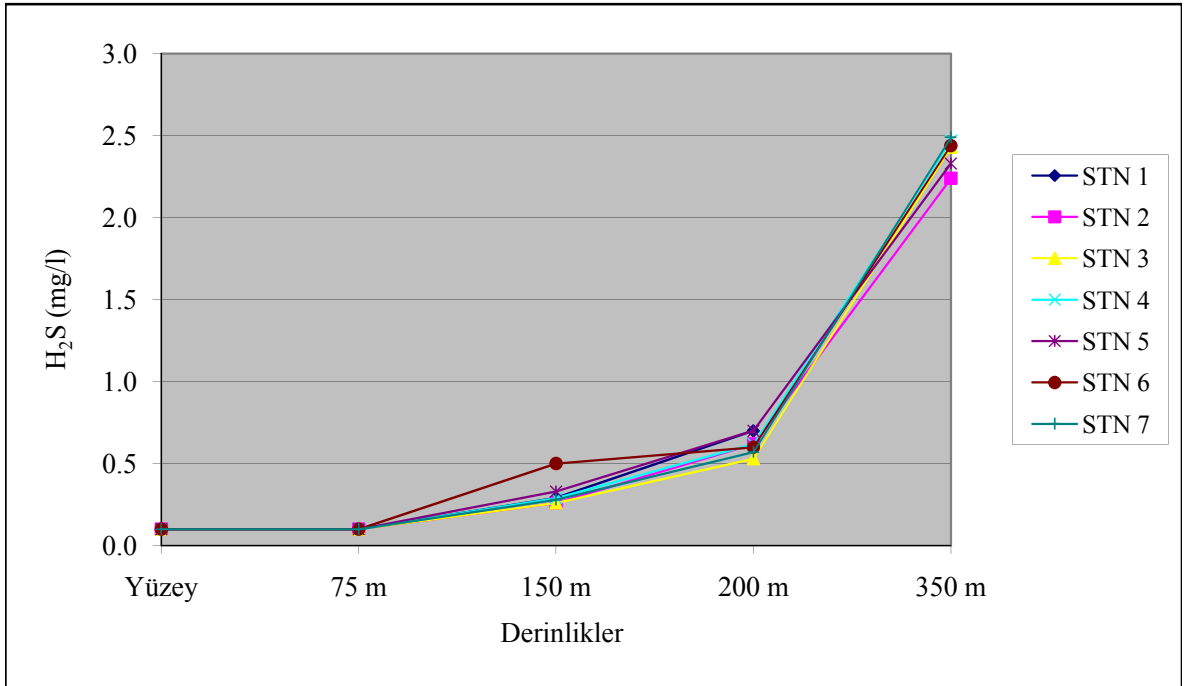
Ek Şekil 3. pH değerlerinin derinliğe göre dağılımı



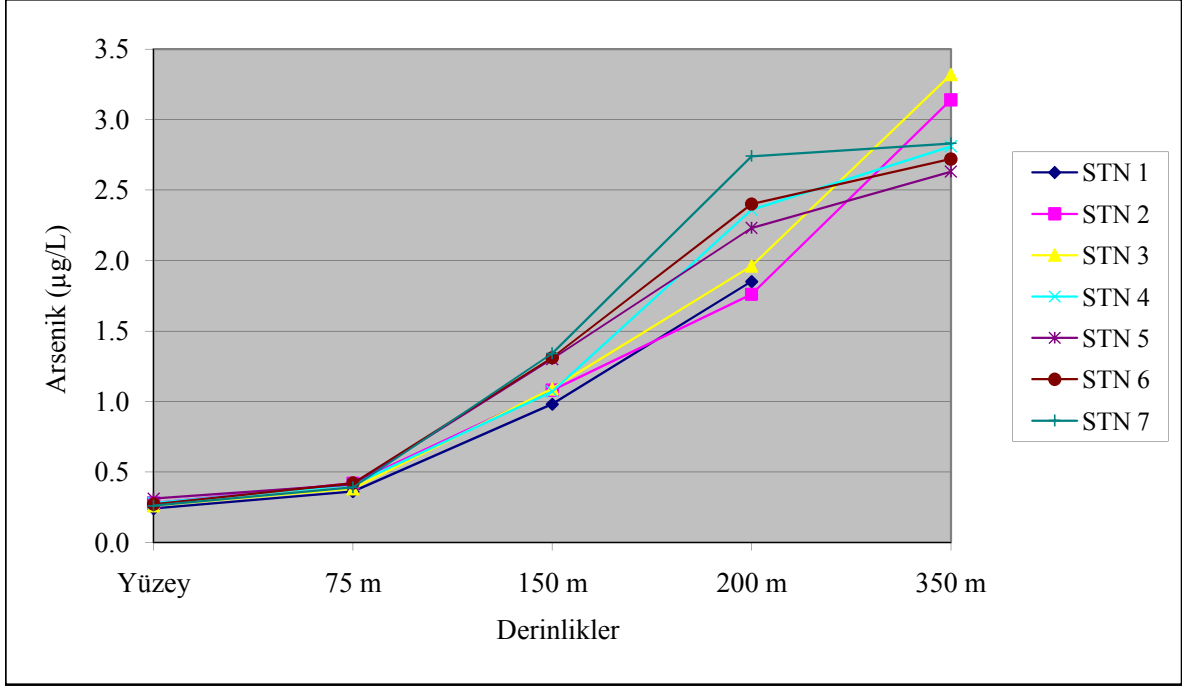
Ek Şekil 4. Tuzluluk değerlerinin derinliğe göre dağılımı



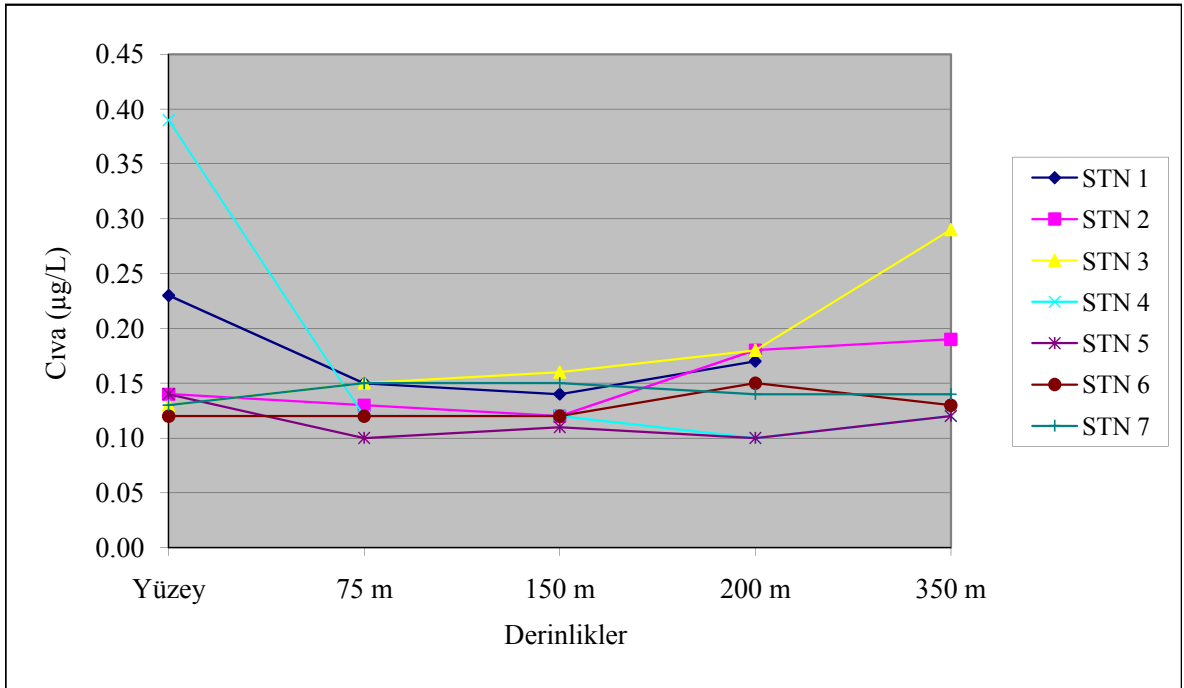
Ek Şekil 5. Alkalinite değerlerinin derinliğe göre dağılımı



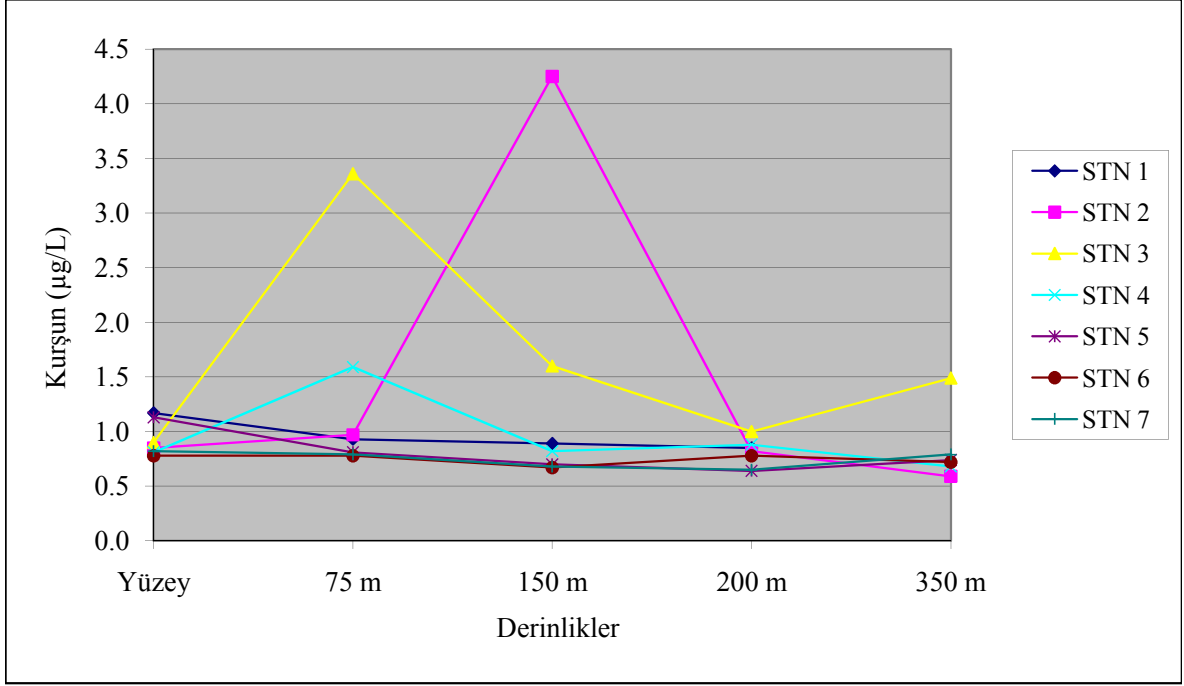
Ek Şekil 6. Hidrojen sülfür değerlerinin derinliğe göre dağılımı



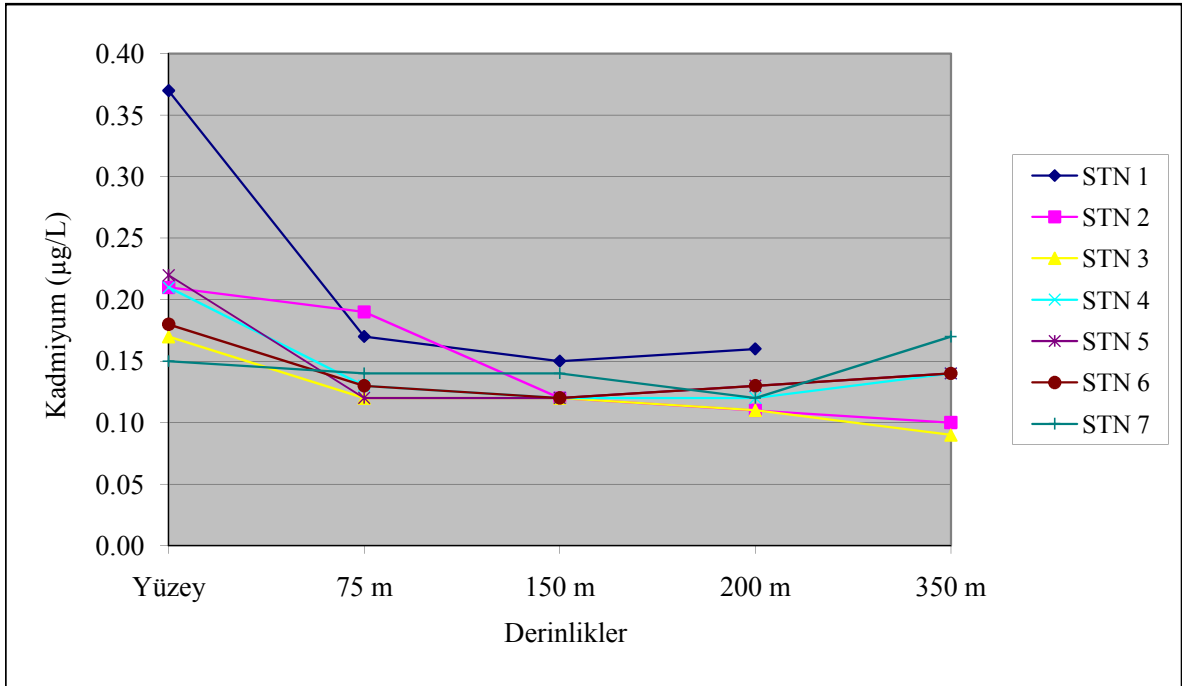
Ek Şekil 7. Arsenik değerlerinin derinliğe göre dağılımı



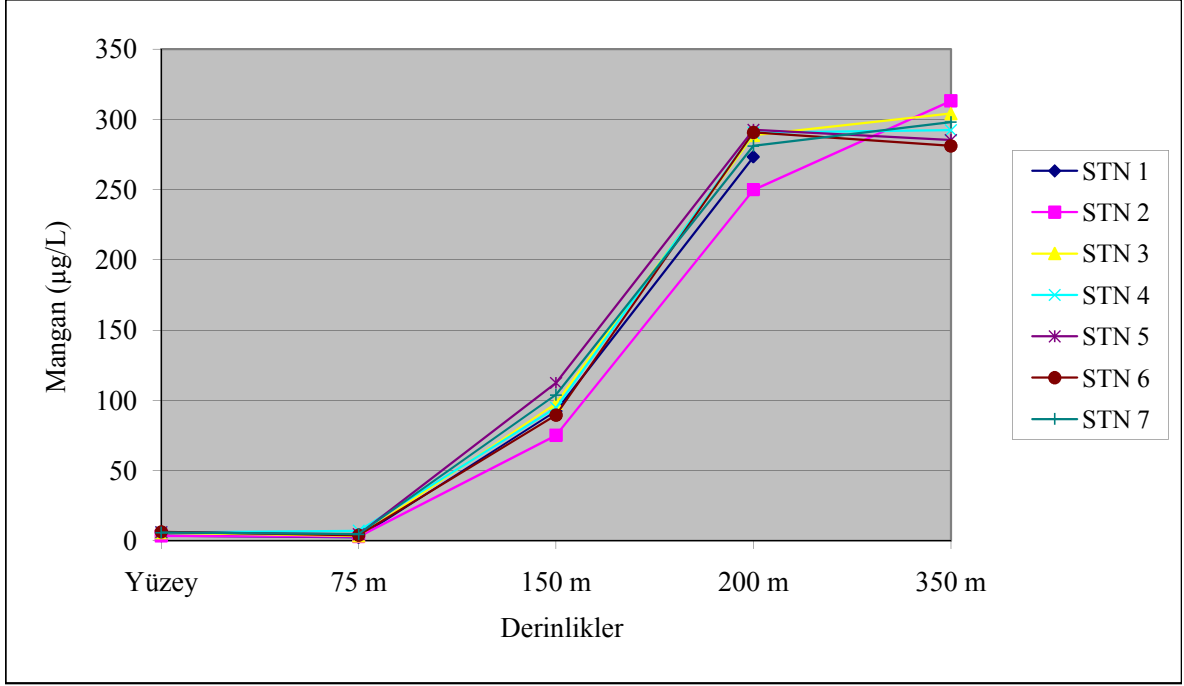
Ek Şekil 8. Cıva değerlerinin derinliğe göre dağılımı



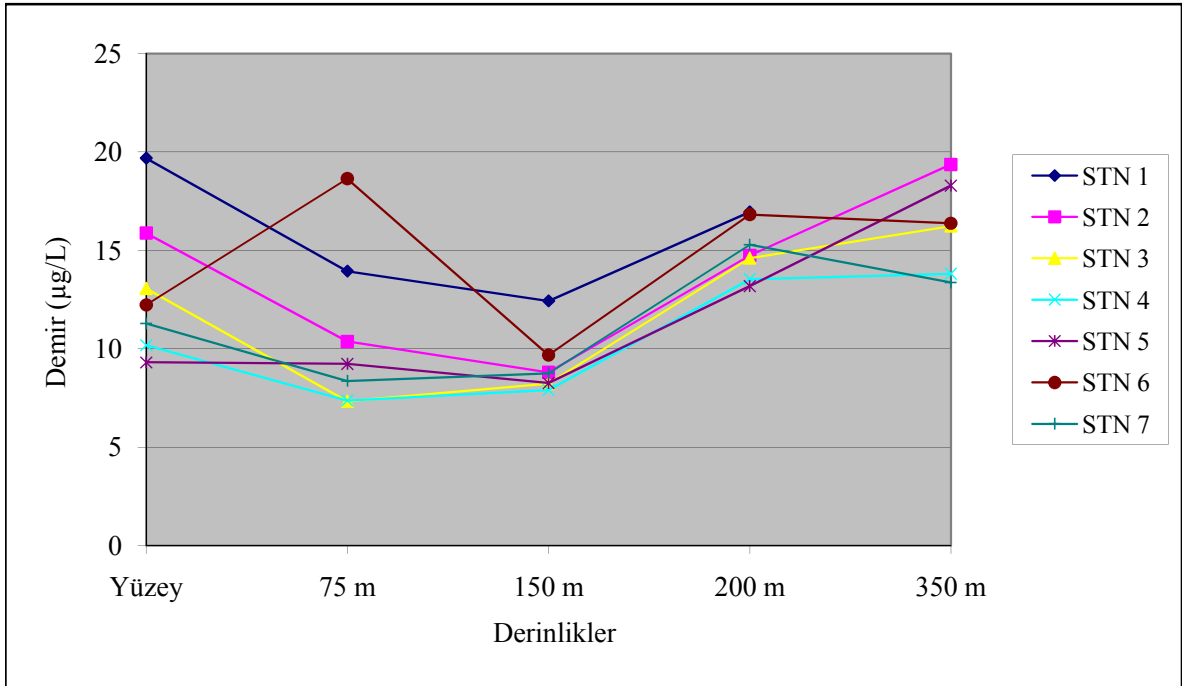
Ek Şekil 9. Kurşun değerlerinin derinliğe göre dağılımı



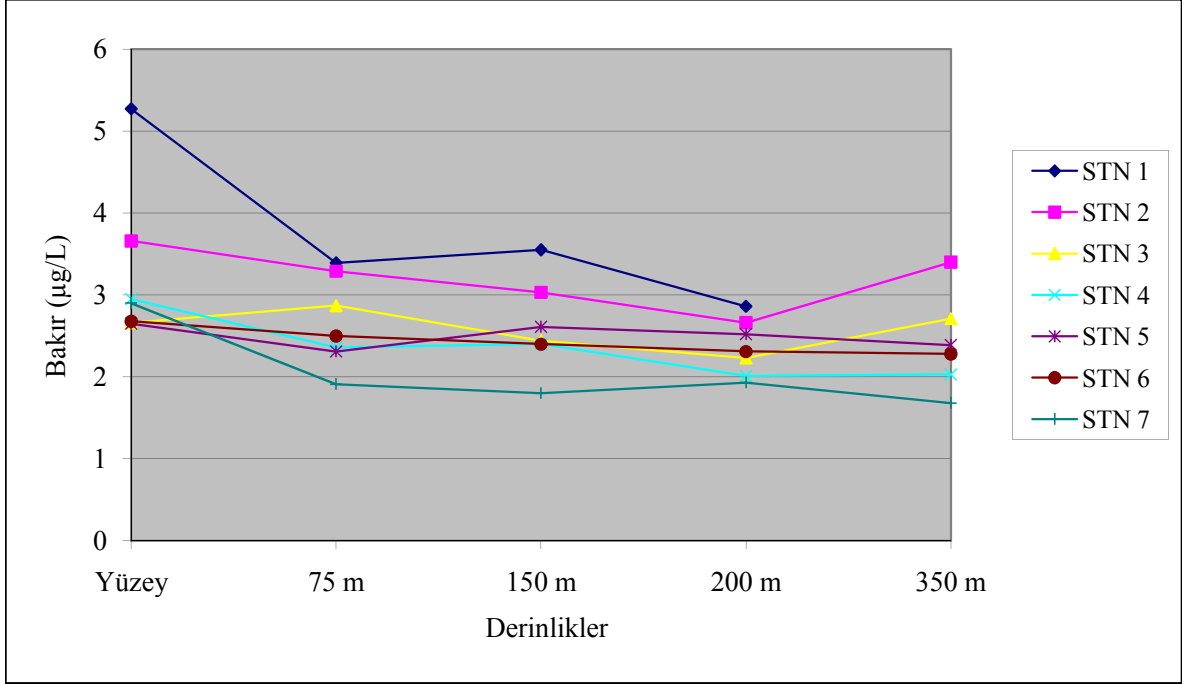
Ek Şekil 10. Kadmiyum değerlerinin derinliğe göre dağılımı



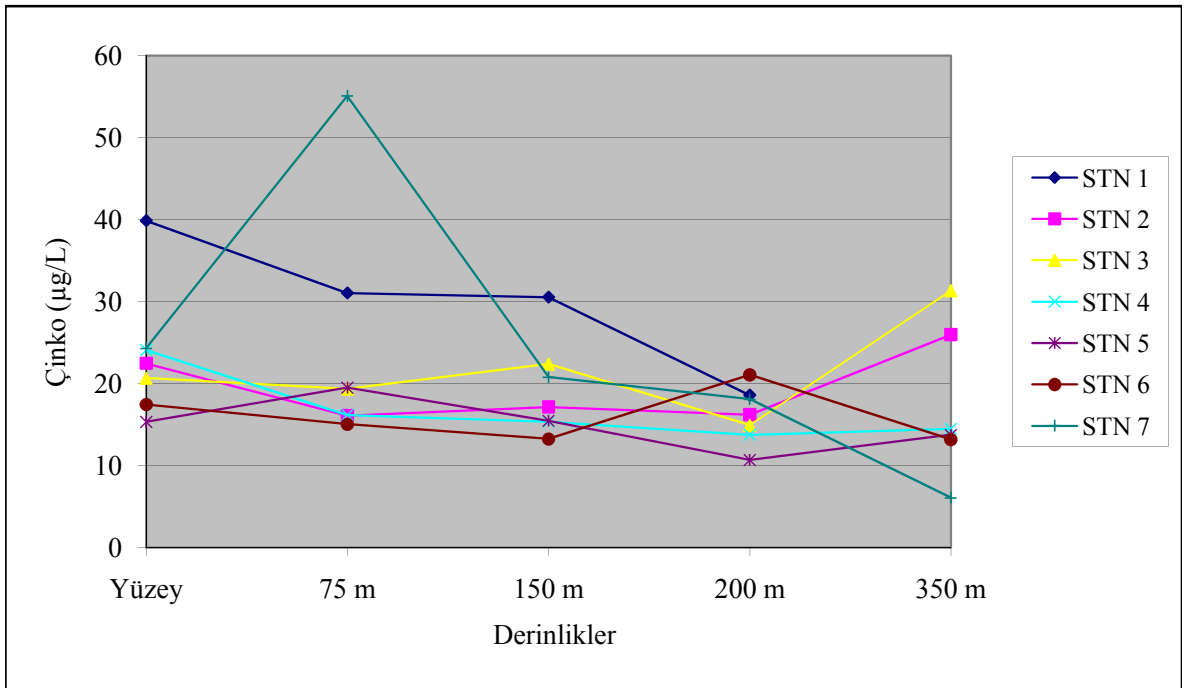
Ek Şekil 11. Mangan değerlerinin derinliğe göre dağılımı



Ek Şekil 12. Demir değerlerinin derinliğe göre dağılımı



Ek Şekil 13. Bakır değerlerinin derinliğe göre dağılımı



Ek Şekil 14. Çinko değerlerinin derinliğe göre dağılımı

ÖZGEÇMİŞ

İlk, orta ve lise eğitimini Rize-Ardeşen'de tamamladı. 1988 yılında KTÜ Deniz Bilimleri Fakültesi, Balıkçılık Teknoloji Mühendisliği'nden mezun oldu. Aynı yıl başladığı Yüksek Lisans öğrenimini 1991 yılında tamamladı. 1989-1991 yılları arasında belli dönemlerde Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı, Trabzon Merkez Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü'nde Araştırmacı olarak çalıştı ve çeşitli projelerde proje koordinatörlüğü yaptı. 1993 yılında Çayeli Bakır İşletmeleri A.Ş.'de Çevre Koordinatörü olarak başladığı görevini 13 yıl boyunca sürdürdü. 2007 yılında Hewlett-Packard şirketinde, çevre, işçi sağlığı ve iş güvenliği konularından sorumlu olarak başlamış olduğu Bölge Müdürlüğü görevini halen sürdürmektedir.İyi derecede İngilizce bilmektedir. Hacer KAYHAN evli ve iki çocuk annesidir.